

広島県太田川・八幡川に設けられた貯水池前後での水質の長期変動

山本 民次¹⁾・大久保文恵¹⁾・伊達 悦二²⁾

¹⁾ 〒739-8528 東広島市鏡山1-4-4 広島大学大学院生物圏科学研究科

²⁾ 〒734-0007 広島市南区皆実町1-6-29 広島県保健環境センター

要 旨 広島湾に注ぐ太田川と八幡川において、それぞれの河川に設けられた4つの貯水池（魚切貯水池、樽床貯水池、立岩貯水池、王泊貯水池）の前後および貯水池内上下層における約20年間の水質データを集計して統計処理し、それらの長期的変動を明らかにした。すべての貯水池で共通した現象として、貯水池のTN/TPが経年的に上昇する傾向が見受けられた。魚切貯水池では貯水池前後のデータが揃い、貯水池で窒素・リンともトラップされ、下流で再び人間活動によって添加されていることが理解された。貯水池でトラップされる溶存態無機窒素（DIN）と溶存態無機リン（DIP）の量を平均河川水流量とそれらの貯水池前後での平均濃度差から計算したところ、DINで 6.9tNy^{-1} 、DIPで 0.63tPy^{-1} となった。仮に同様のことが太田川水系に設置された15の貯水池で起こっていると仮定すると、広島湾に本来流入するはずだったDINとDIPをそれぞれ約30%および35%をこれらの貯水池がトラップしていると見積もられる。

キーワード：栄養塩、太田川、長期変動、貯水池、八幡川

はじめに

人間活動にともなう河川水質の変化は、河川環境そのものの変化に留まらず、河川水が流出する内湾の水質や生態系にも影響を及ぼし、ひいては河川水の影響の及ぶ沿岸漁業に対しても影響を与える。例えば、ナイル河にアスワンハイダムが建設されたことで、沿岸域への排砂量の減少と栄養分の激減によって、エジプト地先の地中海沿岸漁業は壊滅的打撃を受けたといわれている（Entz, 1994）。また、ドナウ川の upstream にダムが建設されたために、その下流にあたる黒海における植物プランクトンの種組成が30年の間に珪藻主体のものから、渦鞭毛藻主体になってきたという報告は有名である（Humborg *et al.*, 1997）。

ダム湖内には砂が堆積するだけでなく（宇野木, 2004）、栄養分も堰き止められる。なぜなら、ダムによって水の流れが堰き止められると、水の滞留時間が長くなり、淡水性の植物プランクトンが増殖し、それらが栄養塩類を細胞内に溜め込み、ダム湖に沈降・堆積するからである。したがってその分、下流のエスチュアリーに対する栄養塩負荷量は減少する。また、ダム湖に発生する植物プランクトンの種の違いや元素による分解・回帰速度の違いによってダム放流水中の元素組成は変化することになる。

ダム湖で栄養塩類が減少する一方、下流域が人口の密集した都市部であったり、農地や畜産業が盛んであったりすると、リンや窒素などが負荷され、沿岸海域の富栄養化につながる（Stockner *et al.*, 2000）。

瀬戸内海では1960年代後半より産業活動が活発化したことにより、工場廃水や都市排水の海域への負荷量が増大し、海域の富栄養化が進行した。しかしながら近年では、1979年の瀬戸内海環境保全特別措置法の施行にともない、下水道処理施設の整備や洗剤の無リン化が進んだことにより、例えば広島湾に注ぐ太田川では、1980年頃をピークにして河川水中のリンの濃度は約1/3程度にまで低下してきている（山本ら, 2002）。同時に広島湾で発生する赤潮形成種が珪藻から渦鞭毛藻へと変化してきていることが報告されており（山本ら, 2002）、その原因として Yamamoto (2002), Yamamoto (2003) は法的措置によるリンの削減のみならず、ダムによる影響も無視できないと推測している。

広島湾北部海域は奈佐美瀬戸で南部海域につながる閉鎖性が高い海域である。ここには太田川をはじめとして河川から大量の淡水が流入するため、河川水の水質の変化は広島湾北部の環境や生態系に直接的な影響を与える。本研究では、広島湾に注ぐ太田川および八幡川の水質について、上流から下流に至るモニタリング・データを整理することで、上述のような人間活動が河川水をどのように変化させたか、あるいは流下するにつれてどのような変化が見られるのかを明らかにし、広島湾北部海域の生態系や漁業に対する影響を考察する一助とすることを目的とした。

方 法

使用データと解析項目

公共用水域水質調査（広島県，1975-2002）から、太田川上流の立岩貯水池（総貯水量 $17.2 \times 10^6 \text{ m}^3$ ）、王泊貯水池（総貯水量 $31.1 \times 10^6 \text{ m}^3$ ）、樽床貯水池（総貯水量 $20.6 \times 10^6 \text{ m}^3$ ）の3測点、八幡川の魚切貯水池（総貯水量 $8.46 \times 10^6 \text{ m}^3$ ）の上流と貯水池内、その下流の郡橋の3測点における水質データを使用した（Fig. 1）。これらのデータはすべて平水時に得られたものである。また、それぞれのダム completion 年、魚切貯水池1981年、樽床貯水池1957年、立岩貯水池1939年、王泊貯水池1959年である。

採水層は、ダム湖内では上層（水深0m）と下層（水深10m）、その他の測点では上層のみである。解析項目はpH、溶存酸素（DO）、全窒素（TN）、全リン（TP）、溶存態無機窒素（DIN: $\text{NO}_3\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$ ）、溶存態無機リン（DIP）、クロロフィル *a*（Chl. *a*）、とした。これらの分析法は Table 1 にまとめ

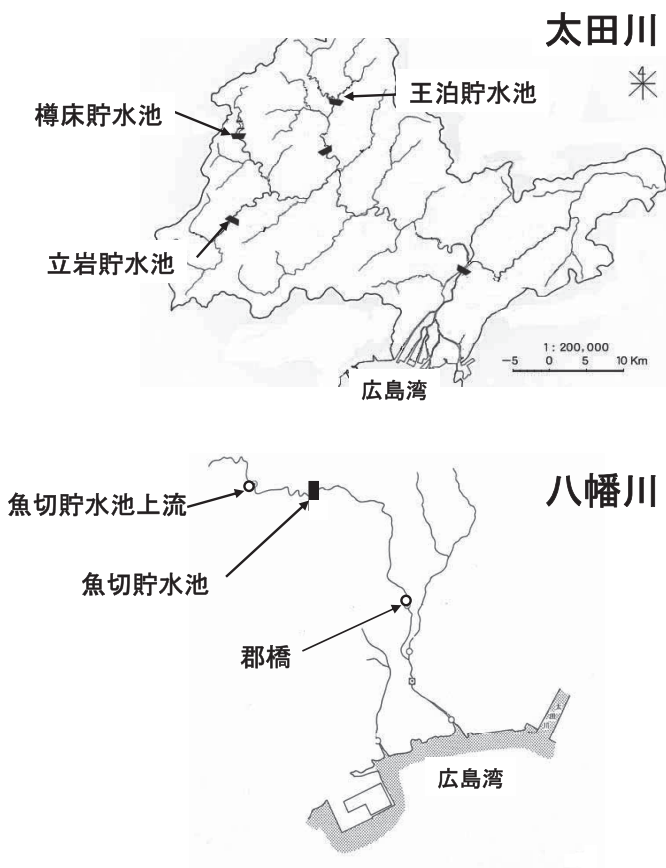


Fig. 1. Locations of monitoring sites on the Ohta River and the Yahata River.

Table 1. Summary of the analytical methods used in the monitoring of water quality in aquatic areas for public use.

	Methods	Detection limits
pH	Appendix Table 2 in Environmental Standard on Water Quality (Environment Agency Notification 59, December 1971) (JIS 12.1)	
DO	ibid (JIS 32)	
SS	ibid, Appendix Table 8	1mg/l
NH ₄ -N	Analytical Methods on Water Quality for Wide Area Integrated Survey (Water Environment Department, May 1973)	0.01mg/l
NO ₂ -N	ibid	0.005mg/l
NO ₃ -N	ibid	0.005mg/l
DIP	ibid	0.003mg/l
TN	Appendix Table 2 in Environmental Standard on Water Quality (Environment Agency Notification 59, December 1971) (JIS 45.2, 45.4)	0.01mg/l

Table 2. Summary of the period and frequency of parameters monitored at each stations.

Stns	Parameters	Observation period	Observation frequency (yr ⁻¹)	References
Uokiri Reservoir	pH, DO, SS	1981-2002	12	Data of the lower layer were collected at 25 m for Apr., May and June and at 15 m for July and Aug in
	TN, TP	1981-2002	12	
	DIN, DIP	1981-2002	12	
	Chl. <i>a</i>	1981-1989 1994-2002	12	
Ohdomari Reservoir	pH, DO, SS	1975	4	Data are only from the surface
		1976	5	
		1977-1985 1987	12	
		1988. 10-2002		
	TN, TP	1979-1985 1987	12	
		1988. 10-2002		
	DIN, DIP	1979-1985 1987	12	
		1988. 10-1992		
Chl. <i>a</i>	1979-1985 1987	12		
	1988. 10-1992			
	1993-2002	6		
Tateiwa Reservoir	pH, DO, SS	1975-1978	4	Data are not available for Jan 1970, June and Oct 1984, Feb, June and Nov 1985, Mar and June 1986, Dec 1987
		1979-2002	12	
		1980-2002	12	
	TN, TP	1980-1992	12	
		1980-1992	12	
	Chl. <i>a</i>	1993-2002	6	
Tarutoko Reservoir	pH, DO, SS	1979-2002	10	Data are not available for 1984, Jan, Feb and Mar 1986. All Jan and Feb data are not available for the other year
		1979-2002	10	
	TN, TP	1979-1993	10	
		1979-1993	10	
	DIN, DIP	1993-2002	5	
Upstream of Uokiri Reservoir	pH, DO, SS	1979-2002	12	
	TN, TP	1990	4	
		1994-1999		
		2000-2002	12	
	DIN, DIP	1994-2002	4	
Chl. <i>a</i>	-	-		
Downstream of Uokiri Reservoir	pH, DO, SS	1975	4	
		1976-2002	12	
	TN, TP	1994-1999	4	
		2000-2002	12	
	DIN, DIP	1994-2002	4	
	Chl. <i>a</i>	-	-	

た通りであり、期間中一貫して変更は無い。観測期間と頻度を Table 2 にまとめた。項目によって、ときに欠測や、途中で測定を中止したものもある。

栄養塩関連データについては、DIN/TN, DIP/TP, DIN/DIP, TN/TP などの比を計算した（ここで N/P は重量比）。これらの比の分母の実測値が「検出限界以下」の場合については計算不能になるため、便宜上それぞれの検出限界値の1/10の値を代用した。「検出限界以下」は必ずしもゼロを意味しないからである。

全ての実測値及び各種栄養塩類の比の経年変動を明らかにするため、毎月観測が行われている項目については各月前後13ヶ月（当月と前後6ヶ月）の移動平均を、観測が年10回、6回あるいは4回の項目については、それぞれ各月前後11回、7回および5回の移動平均を計算し、求めた移動平均に対して Kendall の順位相関を用いて増減のトレンドを解析した（キャンベル, 1983）。

貯水池前後での水質の変化

貯水池上流と、貯水池内部、下流で水質がどのように変化しているかを調べるにあたり、それらのデータがすべて揃っていた八幡川の魚切貯水池を対象として、1981-2002年における各水質データの最大値、最小値、平均値、標準偏差を計算し、水質の差を t 検定（有意水準 $p=0.05$ ）で検討した。ただし、栄養塩に関する貯水池上流および下流のデータは1994-2002年の間だけ測定されていたため、貯水池内のデータもそれらの期間について計算をして比較した。他の貯水池でも貯水池内と下流の観測は行われていたが、上流の栄養塩データが不十分であったため、比較できなかった。

魚切ダムには主放水設備として高圧ラジアルゲートが、非常放水設備としてクレストラジアルゲートが設置されているが、これらは水位が常時満水位の210.5mを超えた場合や流入量が $60\text{m}^3\text{sec}^{-1}$ を超えた時などの特別な場合を除き閉鎖するように定められている。魚切ダム操作細則によると表面取水ゲートは、点検、整備の必要があるときと取水の必要が無いときを除いては表層水を取水するために操作するものと定められている。つまり、魚切ダムでは通常表面取水ゲートから表層水を放流しているため、魚切ダムの平水時流入量の1981-1991の平均値（ $1.14\text{m}^3\text{sec}^{-1}$ ）にダムの上流で測定された栄養塩濃度を乗じて栄養塩流入量とし、貯水池上層の栄養塩濃度を乗じて栄養塩流出量とし、これらの差を求めることで貯水池にトラップされた栄養塩量とした。

貯水池間の水質の違い

4つの貯水池（立岩貯水池、王泊貯水池、樽床貯水池、魚切貯水池）間の水質の比較を、データが得られた1979-2002年を中心に行った。ただし、Table 2 に示したように、欠測や途中で測定を中止した項目もある。特に、DIN, DIP については、魚切貯水池以外では、1992または1993年に測定を中止している。また、樽床貯水池については全解析期間を通して、しばしば1, 2月が欠測であったため、移動平均を求める際には線形補間によって値を補った。

結 果

魚切貯水池前後での水質の違い

魚切貯水池の上流、貯水池内、郡橋（貯水池の下流）における各項目の平均値±標準偏差を値の範囲とともに Table 3 に示す。TN, DIN, TP, DIP のすべてにおいて、魚切貯水池上流および貯水池内に比べ、郡橋（下流）では明らかに高濃度であった。魚切貯水池と郡橋の間に住宅密集地や工場が存在することから、郡橋での栄養塩増加は人為的な負荷の影響であると考えられる。

次に、魚切貯水池上流と魚切貯水池上層の2測点の水質データを比較した。DO と pH は貯水池上層の方が有意に高く、SS は魚切貯水池上層の方が有意に低かった（Figs. 2, 3, 4）。

TN 濃度の平均値は魚切貯水池上流で $0.98\pm 0.14\text{mg/l}$ 、魚切貯水池上層で $0.91\pm 0.16\text{mg/l}$ であり、後者の方が有意に低い値を示した（Table 3, 貯水池内の変動については Fig. 5参照）。同様に DIN についても、魚切貯水池上流で $0.91\pm 0.14\text{mg/l}$ 、貯水池上層では $0.72\pm 0.17\text{mg/l}$ と後者の方が有意に低かった。ただし、 $\text{NO}_3\text{-N}$ や $\text{NH}_4\text{-N}$ それぞれについてみると、 $\text{NO}_3\text{-N}$ では上流で $0.88\pm 0.14\text{mg/l}$ 、貯水池上層で $0.68\pm 0.17\text{mg/l}$ となり、魚切貯水池上層の方が有意に低い値を示したが、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度では有意な差は見られなかつ

Table 3. Average values and standard deviations of each water quality parameters observed at the upstream, the upper and lower layers, and the downstream of Uokiri Reservoir. Values in the parentheses show ranges of each parameter. Statistical analyses for 1994-2002 were also made for the data collected from the reservoir because data collected in the upstream and the downstream were from these periods.

	pH	DO (mg-O ₂ L ⁻¹)	SS (mg L ⁻¹)	TN (mg L ⁻¹)	TP (mg L ⁻¹)	NH ₄ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ -N (mg L ⁻¹)	DIN (mg L ⁻¹)	DIP (mg L ⁻¹)	DIN/TN	DIP/TP (weight ratio)	TN/TP	DIN/DIP
Upstream (1981-2002)	7.4 ± 0.3 (6.5-8.4)	10.3 ± 1.3 (5.0-13.0)	5.3 ± 10.3 (0.0-102.0)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
(1994-2002)	-	-	-	0.98 ± 0.14 (0.75-1.30)	0.038 ± 0.026 (0.017-0.190)	0.031 ± 0.028 (0.001-0.090)	0.0057 ± 0.0080 (0.0005-0.0300)	0.88 ± 0.14 (0.61-1.10)	0.91 ± 0.14 (0.63-1.19)	0.029 ± 0.018 (0.012-0.100)	0.92 ± 0.07 (0.67-1.02)	0.76 ± 0.18 (0.28-1.0)	31 ± 12 (3.4-63)	39 ± 16 (8.5-75)
Upper layer (1981-2002)	7.9 ± 1.0 (6.5-8.4)	10.5 ± 1.4 (6.7-15.0)	3.8 ± 3.5 (0.1-32.0)	0.79 ± 0.20 (0.27-1.81)	0.027 ± 0.019 (0.003-0.130)	0.027 ± 0.051 (0.0001-0.581)	0.0066 ± 0.0069 (0.0005-0.0700)	0.53 ± 0.21 (0.005-1.00)	0.57 ± 0.22 (0.0065-1.41)	0.0072 ± 0.012 (0.0003-0.094)	0.71 ± 0.22 (0.011-1.01)	0.28 ± 0.28 (0.0023-1.3)	31 ± 42 (5.2-31)	570 ± 790 (6.7-290)
(1994-2002)	-	-	-	0.91 ± 0.16 (0.51-1.50)	0.030 ± 0.024 (0.003-0.130)	0.034 ± 0.049 (0.001-0.240)	0.0090 ± 0.0053 (0.0050-0.0300)	0.68 ± 0.17 (0.005-1.00)	0.72 ± 0.17 (0.25-1.10)	0.011 ± 0.013 (0.0003-0.094)	0.80 ± 0.16 (0.25-1.01)	0.43 ± 0.29 (0.0023-1.3)	51 ± 51 (5.7-320)	390 ± 770 (5.7-2900)
Lower layer (1981-2002)	7.2 ± 0.4 (6.0-8.9)	9.4 ± 1.6 (2.7-13.0)	3.4 ± 2.9 (0.1-24.0)	0.84 ± 0.17 (0.27-1.29)	0.022 ± 0.015 (0.003-0.120)	0.038 ± 0.044 (0.010-0.260)	0.0065 ± 0.0065 (0.00014-0.0540)	0.62 ± 0.17 (0.045-1.00)	0.67 ± 0.19 (0.052-1.11)	0.0090 ± 0.110 (0.0003-0.080)	0.79 ± 0.17 (0.086-1.01)	0.41 ± 0.86 (0.0033-9.7)	56 ± 43 (6.4-280)	550 ± 830 (5.5-2800)
(1994-2002)	-	-	-	0.025 ± 0.018 (0.003-0.120)	0.052 ± 0.052 (0.001-0.260)	0.0091 ± 0.0055 (0.0050-0.0310)	0.73 ± 0.32 (0.35-1.00)	0.79 ± 0.13 (0.36-1.11)	0.014 ± 0.013 (0.0003-0.008)	0.83 ± 0.11 (0.38-1.01)	0.55 ± 0.27 (0.0088-1.1)	57 ± 44 (6.4-280)	270 ± 630 (8.6-2800)	-
Downstream (1981-2002)	7.6 ± 0.5 (6.1-9.6)	10.3 ± 1.5 (6.9-15.0)	7.6 ± 17.7 (0.1-230.0)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
(1994-2002)	-	-	-	1.34 ± 0.65 (0.49-3.6)	0.080 ± 0.041 (0.021-0.250)	0.090 ± 0.150 (0.001-0.730)	0.0820 ± 0.2100 (0.0050-1.200)	1.19 ± 0.51 (0.66-3.00)	1.36 ± 0.67 (0.67-3.53)	0.053 ± 0.030 (0.011-0.130)	0.87 ± 0.17 (0.047-1.36)	0.58 ± 0.18 (0.18-0.94)	19 ± 10 (3.4-63)	31 ± 13 (7.1-62)

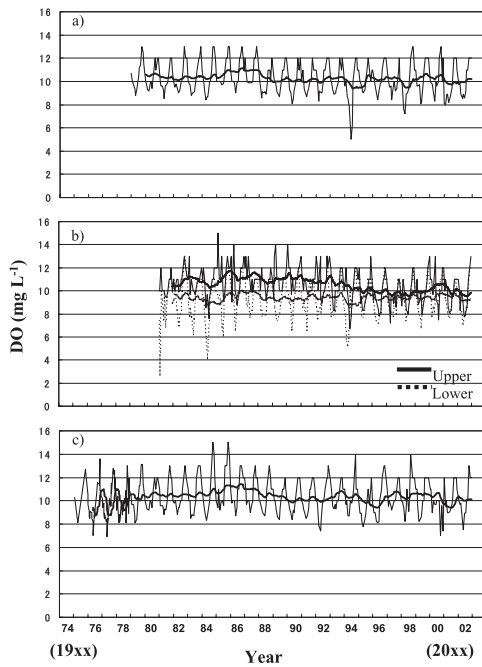


Fig. 2. Yearly variations of dissolved oxygen (DO) concentrations at the (a) upstream, (b) upper and lower layer, and (c) downstream of Uokiri Reservoir on the Yahata River.

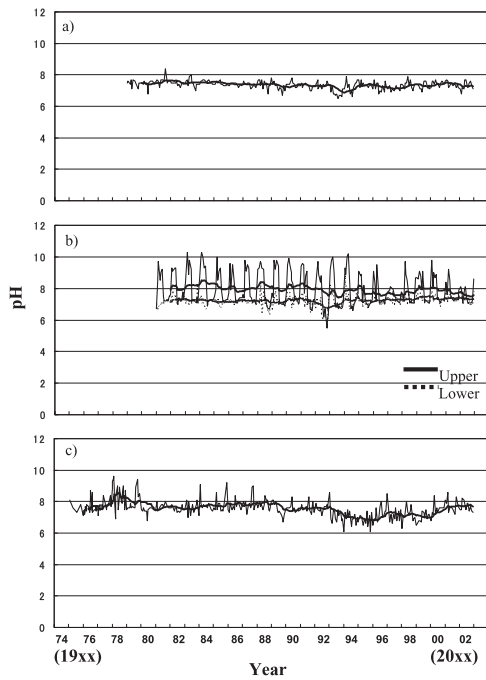


Fig. 3. Yearly variations of pH at the (a) upstream, (b) upper and lower layer, and (c) downstream of Uokiri Reservoir on the Yahata River.

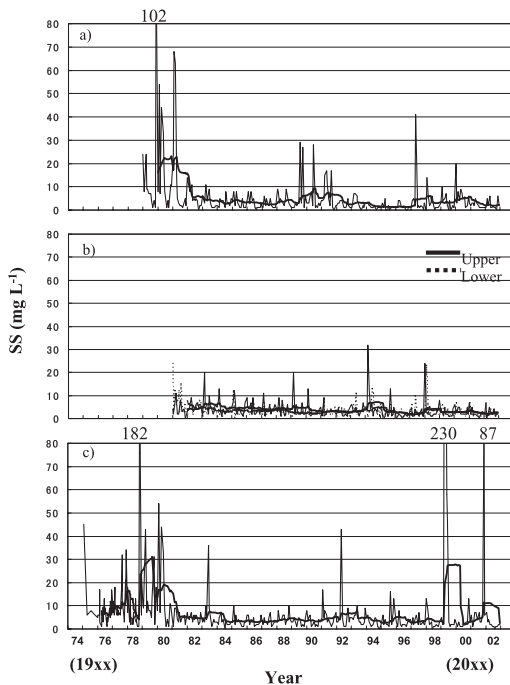


Fig. 4. Yearly variations of suspended solid (SS) concentrations at the (a) upstream, (b) upper and lower layer, and (c) downstream of Uokiri Reservoir on the Yahata River.

た (Table 3)。

TPは魚切貯水池上流 ($0.038 \pm 0.026 \text{ mg/l}$) に比べて魚切貯水池上層 ($0.030 \pm 0.024 \text{ mg/l}$) で低い値を示したが、これら間には統計的には有意差は無かった。DIPは魚切貯水池上流で $0.029 \pm 0.018 \text{ mg/l}$ 、魚切貯水池上層で $0.011 \pm 0.013 \text{ mg/l}$ であり、後者の方が有意に低かった (Table 3)。

上述のような、特にDINとDIPのダム湖内での濃度の低下はTNに占めるDINの割合、TPに占めるDIPの割合にも反映している。すなわち、DIN/TN、DIP/TPの平均値はそれぞれ魚切貯水池上流で 0.92 ± 0.07 、 0.76 ± 0.18 であったのに対して、魚切貯水池上層では 0.80 ± 0.16 、 0.43 ± 0.29 と有意に低下していることが明らかである (Table 3)。また、これらの比は貯水池下層 (10m) でも 0.83 ± 0.11 、 0.55 ± 0.27 、郡橋でも 0.87 ± 0.17 、 0.58 ± 0.18 と、貯水池上流に比べて低かった (Table 3)。

TN/TP、DIN/DIPの平均値はそれぞれ魚切貯水池上流では 31 ± 12 、 39 ± 16 、魚切貯水池上層では 51 ± 51 、 390 ± 770 であり、ともに魚切貯水池上層の方が有意に高い値を示した (Table 3)。とく

に貯水池上層での DIN/DIP の上昇が顕著であり、このことは貯水池上層で DIP がしばしば検出限界を下回ったことの反映である。

魚切貯水池前後での水質の経年変動

魚切貯水池上流、貯水池上層・下層、郡橋の各解析項目について移動平均に対する Kendall の順位相関を用いて解析して得られた順位相関係数 τ と有意水準 p の値を Table 4 に示した。この中で、pH や SS の低下が見られるが、これらは建設工事時の増加が統計結果に反映している (Figs. 3, 4)

1994-2002年について、TN、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度は魚切貯水池上流では有意な経年変動は見られなかったが、下流の郡橋では有意な減少傾向が見られた (Table 4)。TP、DIP 濃度も魚切貯水池上流ではともに有意な経年変動は見られなかったが、郡橋では TP 濃度に有意な経年変動は見られなかったものの、DIP 濃度は有意に減少している (Table 4)。

DIN/TN は魚切貯水池上層・下層も含め、上流および郡橋のすべての測点で経年的に有意に上昇していた (Table 4)。DIP/TP は魚切貯水池上流では有意な変動は見られなかったが、魚切貯水池上層・下層ともに有意な上昇傾向がみられたのに対し、郡橋での DIP/TP は低下していた (Table 4)。

TN/TP、DIN/DIP は魚切貯水池上流では経年変動は見られなかったのに対し、貯水池上層では TN/TP は有意に上昇していた (Table 4)。近年、貯水池上層の DIN/DIP は有意に低下しているが (Table 4)、これは後で考察する曝気循環装置の影響である。

貯水池間の水質の比較

魚切貯水池、樽床貯水池、立岩貯水池、大泊貯水池でモニタリングされた各項目について、平均値と標準偏差を Table 5 に、移動平均に対する Kendall の順位相関を用いて解析して得られた τ と p の値を Table 6 に示した。

魚切貯水池は TN、TP、DIN、DIP 濃度すべてにおいて他の貯水池に比べて有意に高かった (Table 5)。また、DIN/TN、DIP/TP などの比も魚切貯水池で他の貯水池より有意に高いのが特徴であった。しかしながら、TN/TP、DIN/DIP には貯水池間に有意な違いは無かった。

また、Chl. *a* 濃度が魚切貯水池で他の貯水池に比べて高いことが明らかであった (Table 5, Fig. 8 参照)。とくに上層において1983年6月、1989年6月、1994年6月に $80\text{mg}/\text{m}^3$ を上回る植物プランクトンのブルームが観測された。このときの DIN 濃度はそれぞれ 0.022 、 0.17 、 $0.25\text{mg}/\text{l}$ であり、解析期間を通した平均値 ($0.57\text{mg}/\text{l}$) を大きく下回っていた。また、DIP 濃度もそれぞれ 0.0005 、 0.013 、 $0.003\text{mg}/\text{l}$ であり、1989年6月以外は解析期間を通した平均濃度 ($0.0072\text{mg}/\text{l}$) を大きく下回っており、いずれも植物プランクトンによる取り込みにより、栄養塩濃度が著しく低下することが理解できる。

TN 濃度は王泊貯水池以外の3つの貯水池では上層・下層ともに有意な増加傾向が見られた (Table 6, Fig. 5)。DIN 濃度についても立岩貯水池上層を除き、魚切貯水池、立岩貯水池の上層・下層ともに有意な増加傾向が見られた。また、TP、DIP 濃度ともに、魚切貯水池上層・下層では経年的に有意な増加傾向が見られたが、王泊貯水池と樽床貯水池の TP および樽床貯水池の DIP においては上層・下層とも有意な減少傾向が見られた (Table 6, TP については Fig. 6 参照)。また、立岩貯水池上層・下層ではこれらの項目に経年変動は見られなかった (Table 6)。

DIN/TN、DIP/TP ともに魚切貯水池上層・下層では経年的に有意な増加傾向が見られたが、樽床貯水池と立岩貯水池上層・下層では有意な減少傾向が見られた (Table 6)。

TN/TP は魚切貯水池下層を除き、すべての貯水池の上層・下層で有意な増加傾向がみられた (Table 6, Fig. 7)。DIN/DIP は魚切貯水池上層・下層では有意な減少傾向が見られたのに対し、樽床貯水池上層・下層、立岩貯水池下層では有意な増加傾向が見られた (Table 6)。また、Chl. *a* 濃度は魚切貯水池上層を除く、すべての貯水池の上下層で有意な上昇傾向が検知された (Table 6, Fig. 8)。

Table 4. τ and p values of Kendall's rank correlation analyses for each water quality parameters observed at the upstream, the upper and lower layers, and the downstream of Uokiri Reservoir. Statistical analyses for 1994-2002 were also made for the data collected from the reservoir because data collected in the upstream and the downstream were from these periods.

	pH	SS	DO (mg-O ₂ L ⁻¹)	TN (mg L ⁻¹)	TP (mg L ⁻¹)	NH ₄ -N (mg L ⁻¹)	NO ₂ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ -N (mg L ⁻¹)	DIP (mg L ⁻¹)	DIN (mg L ⁻¹)	DIN/TN	DIP/TP	TN/TP	DIN/DIP	TN/TP	DIN/DIP
Upstream (1981-2002)	τ -0.431** p <0.0001	-0.338** <0.0001	-0.285** <0.0001	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
(1994-2002)	τ -	-	-	-0.093	-0.123	0.226	-0.353**	-0.010	-0.020	0.006	0.27*	0.113	-0.044	0.048	0.048	0.048
Upper layer (1981-2002)	τ -0.415** p <0.0001	-0.307** <0.0001	-0.495** <0.0001	0.497** <0.0001	0.235** <0.0001	0.222** <0.0001	0.377** <0.0001	0.584** <0.0001	0.516** <0.0001	0.569** <0.0001	0.616** <0.0001	0.654** <0.0001	0.324** <0.0001	-0.456** <0.0001	0.697	0.324** <0.0001
(1994-2002)	τ -	-	-	-0.260**	-0.234**	0.156**	-0.093	0.007	0.096	0.059	0.31**	0.234**	-0.58*	-0.523**	0.041	-0.523**
Lower layer (1994-2002)	τ 0.276** p <0.0001	0.031** <0.0001	-0.329** <0.0001	0.478** <0.0001	0.260** <0.0001	0.464** <0.0001	0.483** <0.0001	0.485** <0.0001	0.535** <0.0001	0.509** <0.0001	0.299** <0.0001	0.598** <0.0001	0.055	-0.473**	0.055	-0.473**
(1994-2002)	τ -	-	-	-0.302**	-0.300**	0.187**	-0.065	-0.126	-0.138*	-0.010	0.129	0.081	-0.053	-0.222**	0.081	-0.222**
Downstream (1981-2002)	τ -0.395** p <0.0001	-0.210** <0.0001	-0.073 0.056	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
(1994-2002)	τ -	-	-	-0.700**	-0.2	-0.692**	-0.454**	-0.603**	-0.417**	-0.665**	0.250*	-0.565**	-0.448**	-0.440	-0.448**	-0.440
	p -	-	-	<0.0001	0.108	<0.0001	0.000	<0.0001	0.001	<0.0001	0.044	<0.0001	0.000	0.746	<0.0001	0.746

(\dagger : $p < 0.05$, **: $p < 0.01$)

Table 5. Average values and standard deviations of nutrients observed in Uokiri Reservoir, Tarutoko Reservoir, Tateiwa Reservoir, and Ohdomari Reservoir. Values in the parentheses show ranges of each parameter.

	TN (mg L ⁻¹)	TP (mg L ⁻¹)	DIN (mg L ⁻¹)	DIP (mg L ⁻¹)	DIN/TN	DIP/TP	TN/TP	DIN/DIP	Chl a (mg L ⁻¹)
Uokiri Reservoir	Upper layer 0.79 ± 0.20 (0.27-1.81)	0.027 ± 0.019 (0.003-0.13)	0.57 ± 0.22 (0.0065-1.41)	0.0072 ± 0.0120 (0.0003-0.094)	0.71 ± 0.22 (0.011-1.0)	0.28 ± 0.28 (0.0023-1.3)	31 ± 42 (5.2-31)	570 ± 790 (57-2900)	12.9 ± 16.7 (2.9-170)
	Lower layer 0.84 ± 0.17 (0.27-1.29)	0.022 ± 0.015 (0.012-0.12)	0.67 ± 0.19 (0.052-1.11)	0.0090 ± 0.1100 (0.0003-0.08)	0.79 ± 0.17 (0.086-1.0)	0.41 ± 0.86 (0.0033-9.7)	56 ± 43 (6.4-280)	550 ± 830 (5.5-2800)	5.4 ± 5.8 (0.5-42)
Tarutoko Reservoir	Upper layer 0.31 ± 0.12 (0.02-0.75)	0.009 ± 0.005 (0.003-0.034)	0.10 ± 0.10 (0.0018-0.40)	0.00048 ± 0.0017 (0.00030-0.014)	0.33 ± 0.00 (0.0065-1.4)	0.056 ± 0.077 (0.0091-0.50)	42 ± 33 (6.0-210)	320 ± 330 (40-1300)	4.8 ± 2.8 (0.3-22)
	Lower layer 0.31 ± 0.12 (0.058-0.89)	0.011 ± 0.081 (0.003-0.081)	0.16 ± 0.08 (0.0071-0.44)	0.00096 ± 0.0087 (0.00030-0.074)	0.42 ± 0.18 (0.027-0.94)	0.059 ± 0.140 (0.0094-1.00)	47 ± 34 (3.9-190)	490 ± 330 (0.86-1500)	4.0 ± 2.4 (0.2-13)
Tateiwa Reservoir	Upper layer 0.36 ± 0.22 (0.031-1.80)	0.013 ± 0.020 (0.003-0.23)	0.14 ± 0.09 (0.002-0.43)	0.00055 ± 0.00095 (0.0003-0.005)	0.45 ± 0.25 (0.011-1.3)	0.059 ± 0.10 (0.0088-0.63)	36 ± 23 (7.0-160)	410 ± 300 (6.7-1400)	5.5 ± 4.4 (0.05-28)
	Lower layer 0.37 ± 0.23 (0.003-0.23)	0.012 ± 0.009 (0.003-0.077)	0.17 ± 0.10 (0.036-0.76)	0.00080 ± 0.0014 (0.0003-0.006)	0.55 ± 0.15 (0.22-0.87)	0.089 ± 0.18 (0.0091-1.0)	40 ± 29 (4.9-190)	490 ± 360 (1.3-2500)	3.9 ± 5.7 (0.05-51)
Ohdomari Reservoir	Upper layer 0.33 ± 0.12 (0.03-0.70)	0.013 ± 0.019 (0.003-0.23)	0.15 ± 0.13 (0.002-0.54)	0.0010 ± 0.0033 (0.0003-0.025)	0.41 ± 0.27 (0.0063-0.98)	0.089 ± 0.15 (0.0091-1.0)	35 ± 26 (1.8-160)	370 ± 360 (40-1300)	5.7 ± 9.2 (0.05-93)
	Lower layer 0.39 ± 0.12 (0.13-0.87)	0.011 ± 0.007 (0.003-0.06)	0.22 ± 0.10 (0.038-0.53)	0.0015 ± 0.0024 (0.0003-0.013)	0.56 ± 0.17 (0.12-0.95)	0.18 ± 0.29 (0.01-0.97)	45 ± 30 (4.3-160)	500 ± 380 (1.2-1500)	2.7 ± 2.5 (0.05-19)

Table 6. τ and p values of Kendall's rank correlation analyses for each water quality parameters observed in Uokiri Reservoir, Tarutoko Reservoir, Tateiwa Reservoir, and Ohdomari Reservoir.

		TN (mg L ⁻¹)	TP (mg L ⁻¹)	DIN (mg L ⁻¹)	DIP (mg L ⁻¹)	DIN/TN	DIP/TP (weight ratio)	TN/TP	DIN/DIP	Chl. <i>a</i> (mg L ⁻¹)
Uokiri Reservoir	Upper layer	τ 0.497** p <0.0001	0.235** <0.0001	0.569** <0.0001	0.516** <0.0001	0.616** <0.0001	0.650** <0.0001	0.324** <0.0001	-0.456** <0.0001	-0.020 0.644
	Lower layer	τ 0.478** p <0.0001	0.260** <0.0001	0.509** <0.0001	0.535** <0.0001	0.299** <0.0001	0.598** <0.0001	0.055 0.197	-0.473** <0.0001	0.267** <0.0001
Tarutoko Reservoir	Upper layer	τ 0.334** p <0.0001	-0.80* 0.049	0.055** <0.0001	-0.311** <0.0001	-0.372** <0.0001	-0.416** <0.0001	0.204** <0.0001	0.231** <0.0001	0.293** <0.0001
	Lower layer	τ 0.290** p <0.0001	-0.077** 0.002	0.391** <0.0001	-0.445** <0.0001	-0.112* 0.037	-0.552** <0.0001	0.190** <0.0001	0.470** <0.0001	0.542** <0.0001
Tateiwa Reservoir	Upper layer	τ 0.432** p <0.0001	-0.009 0.830	-0.068 0.231	0.002 0.978	-0.343** <0.0001	-0.174** 0.002	0.477** <0.0001	-0.045 0.421	0.190* 0.001
	Lower layer	τ 0.467** p <0.0001	0.025 0.549	0.275** <0.0001	0.028 0.623	-0.569** <0.0001	-0.274** <0.0001	0.369** <0.0001	0.264** <0.0001	0.274** <0.0001
Ohdomari Reservoir	Upper layer	τ 0.024 p 0.645	-0.180** 0.001	-	-	-	-	0.388** <0.0001	-	-
	Lower layer	τ 0.051 p 0.339	-0.222** <0.0001	-	-	-	-	0.367** <0.0001	-	-

(*: p<0.05, **: p<0.01)

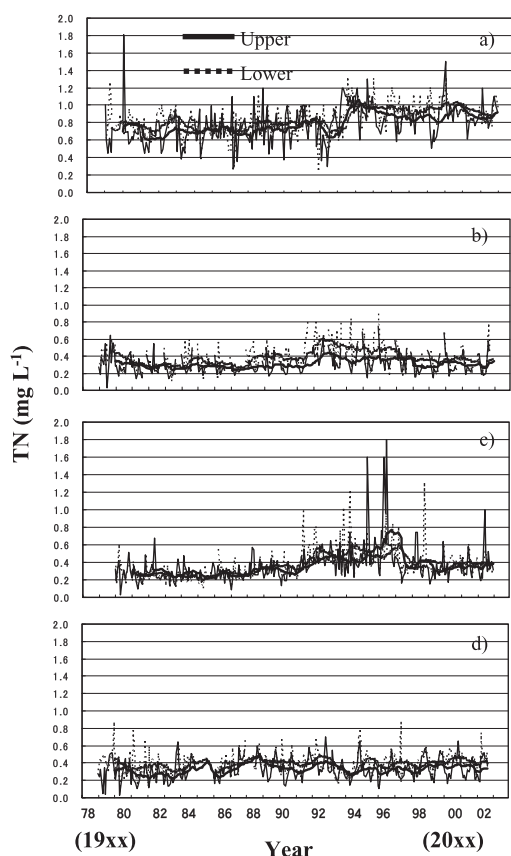


Fig. 5. Yearly variations of total nitrogen (TN) concentrations in (a) Uokiri Reservoir, (b) Tarutoko Reservoir, (c) Tateiwa Reservoir, and (d) Ohdomari Reservoir.

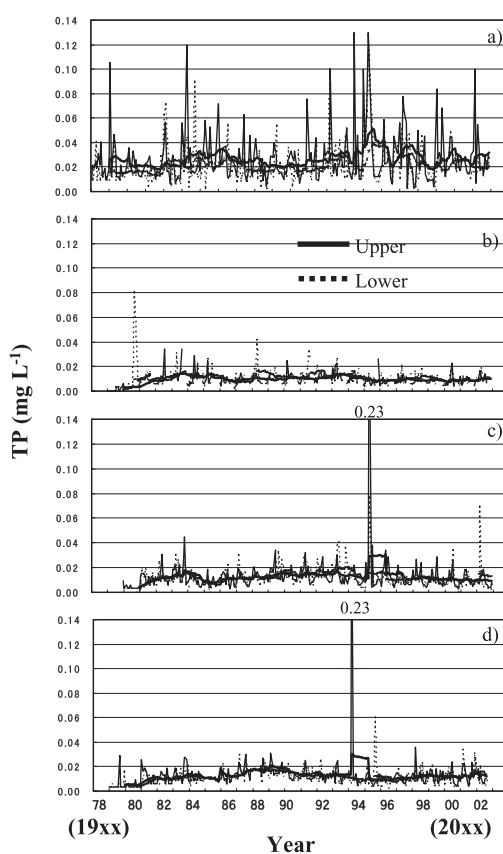


Fig. 6. Yearly variations of total phosphorus (TP) concentrations in (a) Uokiri Reservoir, (b) Tarutoko Reservoir, (c) Tateiwa Reservoir, and (d) Ohdomari Reservoir.

考 察

魚切貯水池は多目的ダムとして広島湾に注ぐ八幡川に1981年に建設されたもので、今回調査対象とした貯水池の中では最も新しい。計画高水流量 420m^3 、総貯水量 $8.46 \times 10^6\text{m}^3$ 、有効貯水量 $7.84 \times 10^6\text{m}^3$ 、湛水面積は 0.40km^2 である。人間活動に起因する魚切ダムへの栄養塩の負荷としては、魚切ダム流域（流域面積 38.4km^2 ）に居住する約5,000人の生活排水、魚切ダム流域で飼育されている牛約600頭、豚約300頭などからの汚濁負荷、流域面積の6%に相当する農地への施肥などに伴う汚濁負荷、魚切ダム流域に立地する食品製造業、木材製造業からの排水があるが、それらの寄与は相対的に小さく、大部分は降雨や自然域からの流出負荷であるとされている（魚切ダム貯水池水質保全対策協議会、2003）。

Chl. *a* 濃度の測定結果より、ダム湖内表層で植物プランクトンが増殖することが分かる。DIP や DIN は上流よりも貯水池の中で低く、Chl. *a* 濃度が特に高い時には DIN、DIP 濃度が急激に低濃度になっていることから、植物プランクトンによって DIN や DIP が取り込まれていることが理解された。今回の計算で、魚切貯水池では年間に窒素6.9t、リン0.63t がトラップされている計算となった。この量は計算期間の平均であるが、Table 4 で示されたように、長期的には貯水池内に蓄積される量は N も P も次第に増加してゆく傾向であり、貯水池下流での DIN や DIP 濃度は低下してゆく傾向にあることが明らかである。

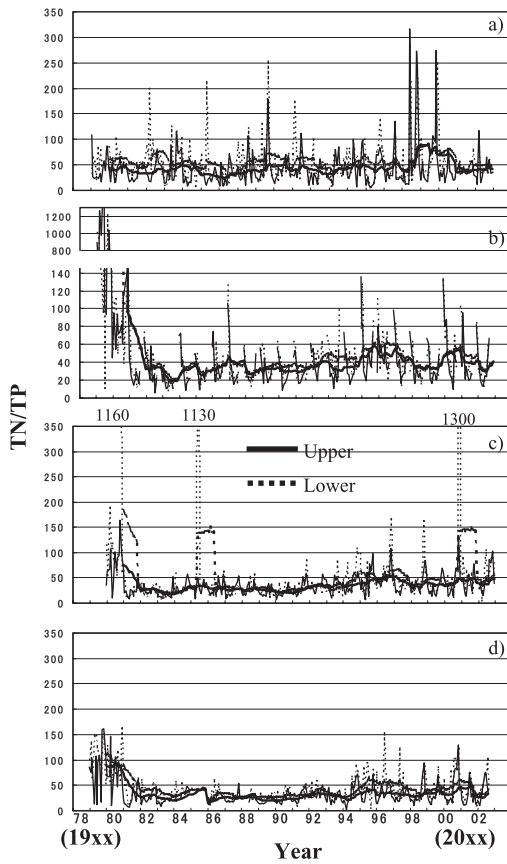


Fig. 7. Yearly variations of total nitrogen to total phosphorus ratio (TN/TP) in (a) Uokiri Reservoir, (b) Tarutoko Reservoir, (c) Tateiwa Reservoir, and (d) Ohdomari Reservoir.

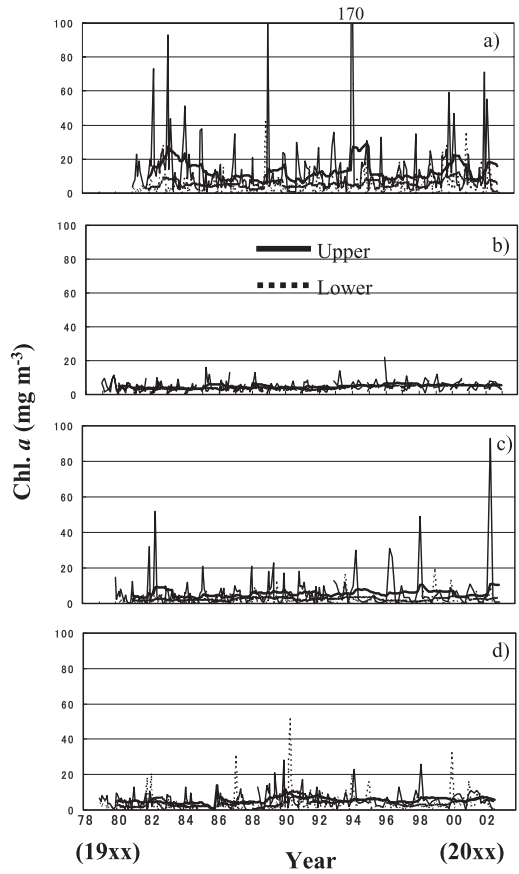


Fig. 8. Yearly variations of chlorophyll a concentrations in (a) Uokiri Reservoir, (b) Tarutoko Reservoir, (c) Tateiwa Reservoir, and (d) Ohdomari Reservoir.

魚切貯水池に曝気循環装置を設置して循環流を発生させ、植物プランクトン（とくにアオコ）の発生抑制することを目的として、魚切ダム貯水池水質改善計画が1992年に立てられた（魚切ダム貯水池水質保全対策協議会，2003）。この影響について、1991年以前と1992年以降のそれぞれの水質項目における上層と下層の差をt検定で調べてみた（Table 7）。その結果、DO、水温、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ に関しては1992年以降の上層と下層の差は1992年以前に比べて有意に小さくなっており、このことから貯水池の水が循環したことが理解できる。ただし、Chl. a量には統計的に有意な差は見られないうえ、下層では1992年以降の方が逆に有意に高くなっている（Fig. 8a）。以上の結果から、循環装置の設置はアオコの発生抑制にはあまり効果が無いと言える。ただし、DOの上下差が小さくなることにより、下層の貧酸素化の軽減には役立っていると考えられる。

今回のデータ解析から、魚切貯水池における平水時の放水量と上流の濃度から計算されるDINの貯水池流入量は 32.8tNy^{-1} 、貯水池からの流出量は 25.9tNy^{-1} であり、DIPの貯水池流入量は 1.04tPy^{-1} 、流出量は 0.41tPy^{-1} となる。したがって、貯水池に溜め込まれる量は窒素で平均 6.9tNy^{-1} 、リンで平均 0.63tPy^{-1} と計算される。太田川水系には本研究で取り上げた立岩貯水池、樽床貯水池、王泊貯水池を含め約15のダムがほぼすべての支流に存在している。おのおのの貯水池では水の滞留時間などが異なるので一概には言えないが、

Table 7. Comparison of average values in the upper layer and the lower layer before (1981-1991) and after (1992-2002) construction of a bubbling circulation system in Uokiri Reservoir. The parameters with asterisk have significant differences between the upper layer and the lower layer at $p < 0.05$.

	pH	DO* (mg-O ₂ L ⁻¹)	SS (mg L ⁻¹)	TN (mg L ⁻¹)	TP (mg L ⁻¹)	NH ₄ * (mg L ⁻¹)	NO ₃ * (mg L ⁻¹)	NO ₂ * (mg L ⁻¹)	DIP (mg L ⁻¹)	Chl. <i>a</i> (mg L ⁻¹)	Temp* (°C)
1981-1991	0.94	1.6	2.1	0.14	0.010	0.019	0.17	0.003	0.004	9.0	3.2
1992-2002	0.62	1.1	1.9	0.11	0.012	0.027	0.087	0.001	0.005	8.5	1.8

仮に平均的に見て魚切貯水池と同じ割合（同じ量ではなく）で栄養塩がトラップされると仮定すると、太田川の平均流量 $79\text{m}^3\text{s}^{-1}$ （理科年表, 2002）をかけると、ダム湖すべてでトラップされる窒素の総量は年間約 473t、リンの総量は年間約 44t にもなる。広島湾に対する太田川からの DIN, DIP 平均負荷量（太田川の流量に河口での濃度をかけて求めたもの）は 1996~1998 年でそれぞれ 1130tNy^{-1} , 80.3tPy^{-1} と報告されているので（山本ら, 2002）、ダム湖全体では、本来ならば広島湾に排出されるはずの DIN の約 30%, DIP の約 35% をトラップしていることになる。

このように窒素・リンが大量に貯水池にトラップされることにより、広島湾の生態系には多大な影響があると推測される。例えば、Yamamoto (2002) は広島湾で集約的に行われているカキ養殖生産量の低下が栄養塩負荷量の低下に基づく植物プランクトン増殖量、つまり一次生産量の低下にあることを指摘し、ダム湖からの放流のあり方について、下流にある湾の生態系の健全性維持を考慮すべきであることを提言している。森-川-海の連関についての研究は緒に就いたばかりであり、今回は既報の平水時のデータに基づいて解析を行ったが、大雨に伴う掃流による負荷量が大いことはよく知られているので、今後、この点に関しても詳細な研究を行う必要がある。

一方、下流の郡橋では DIN, DIP とも濃度が上昇しており、ここを流下する流量を平水時の貯水池流入量 ($1.14\text{m}^3\text{s}^{-1}$) と同じと仮定すると、貯水池から郡橋の間において DIN で 23tNy^{-1} , DIP で 1.5tPy^{-1} が負荷されていることになる。魚切貯水池と郡橋の間には、住宅密集地や工場が存在するため、人間活動による人為的な栄養塩負荷が影響していると考えられる。つまり、八幡川では魚切貯水池で一度消失した窒素やリンは河川の下流域において人間活動によって再び負荷されるということが理解された。しかし、下流域での濃度も、すでに述べたように、長期的には低下傾向にあることも確かである。

魚切貯水池下層を除き、今回解析した全ての貯水池において TN/TP が経年的に上昇する傾向が見られた。近年、様々な湖沼や海域では N/P 比が上昇する傾向が認められており、湖沼では N/P 重量比が 30 を超えると藍藻の優占度が低くなる等、N/P 比の変化によって植物プランクトンの優占種が変化することが知られている（藤本ら, 1995）。海産植物プランクトンの平均 N/P である Redfield 比 16（モル比；重量比 7.2）と比べると、今回解析を行った全ての貯水池で TN/TP の平均値はこの値を大きく上回っている。すでに述べたように、今回調べた貯水池は、魚切貯水池を除いて、それらの完成年はいずれも古く、河川水が堰き止められることで生じる藍藻のブルームはすでに過去のできごとのようである。

一般にダム湖では窒素やリンの他に珪藻の殻の主成分となる珪素もトラップされるため（原島, 2003）、沿岸海域での珪藻の発生が抑制される懸念がもたれている。今回のデータ解析ではケイ素に関してはデータが無かったので集計できなかったが、ダムに Si がトラップされることによって、広島湾において珪藻が増殖しにくい環境になっている可能性は否定できない。善玉プランクトンと言われる珪藻類を増やして海域の環境保全を行うためには、Si 濃度に関するモニタリングも今後は必要であろう。

謝 辞

本報告をまとめるにあたり、長年に渡って河川水調査に当たられてこられた広島県保健環境センターの担当者の方々に敬意を表します。なお、この研究の一部は(株)水棲生物研究所からの奨学寄付金により行った。厚くお礼申し上げます。

引用文献

- キャンベル, R. C. 1983. 生物系のための統計学入門 (第2版), 石居 進 (訳), 培風館, 東京.
- Entz, B. 1994. アスワンハイダム湖 (その建設が及ぼした影響). 井出 抄 (訳), 土木学会誌, **5号別冊**: 50-52.
- 藤本尚志・福島武彦・稲森悠平・須藤隆一. 1995. 全国湖沼のデータ解析による藍藻類の優占化と環境因子との関係. 水環境学会誌, **18**: 901-908.
- 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.
- 広島県. 1975. 昭和50年度公共用水域の水質測定結果. pp. 37, 54-56, 62-63.
- 広島県. 1976. 昭和51年度公共用水域の水質測定結果. pp. 35-37, 54-56, 62-64.
- 広島県. 1977. 昭和52年度公共用水域の水質測定結果. pp. 44-46, 63-65, 76-77.
- 広島県. 1978. 昭和53年度公共用水域の水質測定結果. pp. 41-43, 58-60, 62-64, 73-77.
- 広島県. 1979. 昭和54年度公共用水域の水質測定結果. pp. 34-35, 45-50, 54-56.
- 広島県. 1980. 昭和55年度公共用水域の水質測定結果. pp. 35-36, 46-51, 54-56.
- 広島県. 1981. 昭和56年度公共用水域の水質測定結果. pp. 38-41, 51-56, 59-61.
- 広島県. 1982. 昭和57年度公共用水域の水質測定結果. pp. 38-41, 51-56, 59-61.
- 広島県. 1983. 昭和58年度公共用水域の水質測定結果. pp. 38-41, 50-55, 58-60.
- 広島県. 1984. 昭和59年度公共用水域の水質測定結果. pp. 38-41, 50-55, 58-60.
- 広島県. 1985. 昭和60年度公共用水域の水質測定結果. pp. 30-33, 42-47.
- 広島県. 1986. 昭和61年度公共用水域の水質測定結果. pp. 27-30, 38-43, 46-48.
- 広島県. 1987. 昭和62年度公共用水域の水質測定結果. pp. 27-30, 38-43, 46-48.
- 広島県. 1988. 昭和63年度公共用水域の水質測定結果. pp. 27-30, 38-43, 46-48.
- 広島県. 1989. 平成1年度公共用水域の水質測定結果. pp. 27-30, 38-43, 46-48.
- 広島県. 1990. 平成2年度公共用水域の水質測定結果. pp. 27-30, 38-43, 46-48.
- 広島県. 1991. 平成3年度公共用水域の水質測定結果. pp. 27-30, 38-43, 46-48.
- 広島県. 1992. 平成4年度公共用水域の水質測定結果. pp. 27-30, 38-43, 46-48.
- 広島県. 1993. 平成5年度公共用水域の水質測定結果. pp. 27-30, 38-43, 46-48.
- 広島県. 1994. 平成6年度公共用水域の水質測定結果. pp. 39-45, 54-63, 68-72.
- 広島県. 1995. 平成7年度公共用水域の水質測定結果. pp. 42-48, 57-66, 71-75.
- 広島県. 1996. 平成8年度公共用水域の水質測定結果. pp. 42-48, 57-66, 71-75.
- 広島県. 1997. 平成9年度公共用水域の水質測定結果. pp. 38-43, 53-62, 67-71.
- 広島県. 1998. 平成10年度公共用水域の水質測定結果. pp. 40-46, 55-64, 69-73.
- 広島県. 1999. 平成11年度公共用水域の水質測定結果. pp. 40-46, 55-64, 69-73.
- 広島県. 2000. 平成12年度公共用水域の水質測定結果. pp. 40-46, 55-64, 69-73.
- 広島県. 2001. 平成13年度公共用水域の水質測定結果. pp. 40-46, 55-64, 69-73.
- 広島県. 2002. 平成14年度公共用水域の水質測定結果. pp. 40-46, 55-64, 69-73.
- 広島県廿日市土木建築事務所魚切ダム管理事務所. 1982. 魚切ダム工事報告書, pp. 340-346. 広島.
- Humborg, C., Ittekkot, V., Cociasu, A., Bodungen, B. W., 1997. Effect of Danube River dam on Black Sea biogeochemistry and ecosystem structure. *Nature*, **386**: 385-388.
- 日本海洋学会. 1990. 海洋観測指針. 気象庁 (編), 東京. 428 pp.
- 理科年表. 2002. 国立天文台編, CD-ROM 版.
- Stockner, J. G., Rydin, E., Hyenstrand, P., 2000. Cultural oligotrophication: causes and consequences for fisheries resources. *Fisheries*, **25**: 7-14.
- Thornton, K. W., Kimmel, B. L., Payne, F. E., 2004. ダム湖の陸水学. 村上哲生・林裕美子・奥田節夫・西条八束 (監訳), 生物研究社, 東京.
- 宇野木早苗. 2004. 内湾の環境や漁業に与えるダムの影響. *海の研究*, **13**: 301-314.

- 魚切ダム貯水池水質保全対策協議会. 2003. 魚切ダム貯水池水質改善計画. http://www.pref.hiroshima.jp/doboku/dam/dam/shokai/01_04s.pdf
- 山本民次・石田愛美・清木 徹. 2002. 太田川河川水中のリンおよび窒素濃度の長期変動—植物プランクトン種の変化を引き起こす主要因として. *水産海洋研究*, **66**: 102-109.
- Yamamoto, T., 2002. Proposal of mesotrophication through nutrient discharge control for sustainable estuarine fisheries. *Fish. Sci.*, **68**: 538-541.
- Yamamoto, T., 2003. The Seto Inland Sea - eutrophic or oligotrophic? *Mar. Poll. Bull.*, **47**: 37-42.

Long-term Changes in Water Quality in and Upstream/Downstream of Reservoirs Constructed on the Ohta River and the Yahata River, Hiroshima

Tamiji YAMAMOTO¹⁾, Fumie OHKUBO¹⁾ and Etsuji DATE²⁾

¹⁾ *Graduate School of Biosphere Sciences, Hiroshima University,
Higashi-Hiroshima 739-8528, Japan*

²⁾ *Hiroshima Prefectural Institute of Public Health and Environment,
1-6-29 Minamimachi, Minamiku, Hiroshima 734-0007, Japan*

Summary

Long-term changes in water quality in and upstream/downstream of four reservoirs (Uokiri, Tarutoko, Tateiwa and Ohdomari reservoirs) were statistically investigated using an approximately 20 years monitoring data. Increasing trend of TN/TP in the reservoir water was commonly found in the four reservoirs. At Uokiri Reservoir where complete data set was available, it was clear that both nitrogen and phosphorus were significantly trapped in the reservoir. Furthermore, addition of nitrogen and phosphorus in the downstream due to human activity was also obvious. The amounts of trapped dissolved inorganic nitrogen (DIN) and phosphorus (DIP) at the Uokiri Reservoir were estimated to be 6.9 tNy^{-1} and 0.63 tPy^{-1} . Assuming the same trapping mechanism is working at 15 reservoirs on the Ohta River, it is estimated that 30 % of DIN and 35 % of DIP which should be loaded to the estuary could be reduced by their trapping mechanisms.

Key words: long-term change, nutrient, Ohta River, reservoir, Yahata River

