

ダム堆砂の進行に伴う貯水池生態系の有機物起源の変化

角 哲也・内藤淳也*・竹門康弘

* 工学研究科

要 旨

ダム貯水池では滞留時間が増加し、河川環境とは異なる水環境が形成される。特に、落葉由来などの重い有機物が沈降するほか、水温成層の形成や表層付近での植物プランクトンの増殖、富栄養化などが起こり、有機物の質と量がともに変化する。水中の有機物に変化することは当然それを利用する生態系に影響を与えることになる。

天然の湖沼の水環境を考えると、湖沼間の条件の違いとして浅い湖と深い湖の違いなどはよく着目される。しかしそのような湖沼の様々な条件の違いをダム貯水池に適用した事例は極めて少なく、特に、大規模な貯水池を持つ従来型のダムだけではなく、堆積した土砂によって経年的に滞留時間が短くなった貯水池の長期的な特性変化に着目した研究はほとんどない。そこで本研究ではこれらの観点からダム貯水池を類型化し、特に堆砂進行に伴う貯水池生態系の有機物起源の変化について検討を行った。

キーワード: 貯水池, ダム堆砂, 一次生産, 富栄養化, POM, 安定同位体比

1. はじめに

ダムはその運用目的のために流入した水を貯留し、止水環境を形成する。そのため、ダム湖では水の滞留時間が増加し、水温成層の形成や植物プランクトンの増殖、富栄養化などが起こり、河川環境とは異なる水環境が形成される。そのようにしてダムが河川の連続性を遮断することでダムが上下流の河川に及ぼす環境影響に関しては多く研究なされてきた。例えば、流況の変化、冷水放流、濁水長期化によって下流の底生動物の個体数や集組成に変化を与えることが知られている(谷田・竹門, 1999)。

河川連続体仮説(Vannote et al., 1980)によると、河川では上流から下流へ進むにつれて、川幅や水深などの物理的条件が連続的に変化するのに対応して有機物も上流から輸送されるが、ダム湖はその連続性を遮断する。ダム湖では表層付近で植物プランクトンの増殖が起こるほか、河川と比較して流速が低下するために、落葉由来などの重い有機物が沈降するなど有機物の質と量がともに変化する。水中の有機物に変化することは当然それを利用する生態系に影響を与えることになる。例えば、ダム湖の下流でシマトビケラ科やブユ科の幼虫などが増加すること

があるのはそれらの生物がダム湖で生産されたプランクトンを餌資源とするためと考えられている(谷田・竹門, 1999)。このようにしてダムはダム湖内や下流での生物多様性の低下を引き起こす。

天然の湖沼の水環境を考えると、湖沼間の条件の違いとして浅い湖と深い湖の違いなどはよく着目される。しかしそのような湖沼の様々な条件の違いをダム湖に適用した事例はほとんどない。大規模な貯水池を持つ従来型のダムだけではなく、堆積した土砂によって滞留時間が短くなったダム、洪水時のみ流量を調節して平常時は全く貯留を行わない流水型ダム(穴あきダム)のようにダム湖にはさまざまな形態があり、その形態によって貯水池内の物理学的、化学的、生物学的な現象は異なる。ダムが上下流の河川に与える環境影響を考える際にはそのようなダム湖ごとの特性の違いを考慮する必要があると考えられる。

そのため本研究ではこれらの観点からダムを類型化し、その類型の違いによって貯水池内での有機物変化にどのような違いがあるのかについて検討した。ここでは、特にダムの堆砂進行に伴う貯水池形態の変化に着目し、九頭竜川水系真名川ダムおよび雲川ダムを対象にその特性について考察を行う。

2. ダムの類型化と貯水池影響の変化

2.1 ダム堆砂の進行と貯水池特性の変化

ダムは河川をせき止めて水を貯留するため、従来の河川環境と異なる止水環境を作り出す。そのために生じる水理的な変化としては水の滞留時間が長くなることや、夏季に表層水面が大気との熱交換により温められ水温成層が形成されると上下の層の混合が起こりにくくなることなどを挙げることができる。そして、その結果として富栄養化現象、冷水放流、濁水長期化現象などが引き起こされる。成層化の起こりやすさを示す指標としては、Table 1 に示すように年平均回転率 α 、7月回転率 α_7 、平均的内部Froude数 F_D などが用いられる(水理公式集, 1999)。

Table 1 Classification of reservoir stratification by hydraulic and hydrologic parameters (水理公式集, 1999)

Parameter	α	α_7	F_{D1}
Stratified	<10	<1	<0.01
Intermediate	10-20	1-5	0.01-0.03
Mixing	>20	>5	>0.03

Fig.1 に示すように、日本国内のダムには滞留時間の長い成層型のダムから、滞留時間の短い混合型のダムまである。規模の小さいダムは貯水池寿命が短いため、建設された時期に応じて、現在は堆砂率が高くなっている。それらのダムの堆砂による現在の貯水容量を考慮すると滞留時間は短くなっていると考えられる。本研究ではこれらのダムを、(1)貯水ダム、(2)半貯水ダム、(3)堆砂進行ダムに分類した。

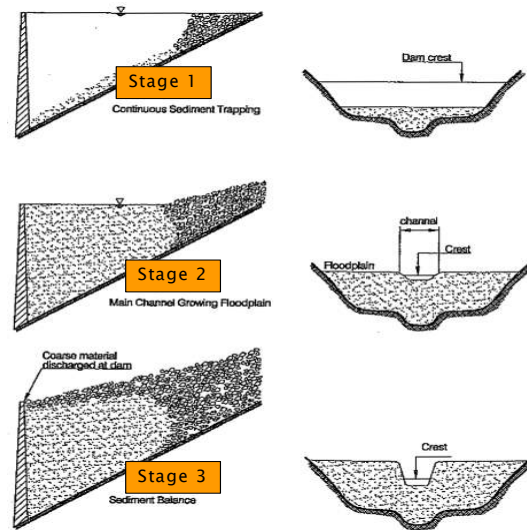


Fig.2 Three stages of reservoir sedimentation progress (Morris & Fan, 1997)

堆砂の進行は以下に示す3つのステージに分類される (Fig.2) (Morris & Fan, 1997)。

Stage 1 : ダムの背水では流速が低下し粗粒分が堆積していく。細粒分はさらに貯水池内へ侵入し、まず湛水下の旧河道部にたまり、その後堆砂の継続により湛水の幅いっぱいになる水平の堆積土砂層を底部に形成する。

Stage 2 : 貯水池が継続的な堆積から堆積と洗掘が混合した状態に移行する。水平だった底部の土砂が移動し流路、氾濫原を形成する。水位低下時の洗掘によって流路から土砂は除去されるが、氾濫原からは除去されない。そのため流路の高さは余水吐きの高さによって決定されるが、氾濫原の高さは徐々に上昇していく。

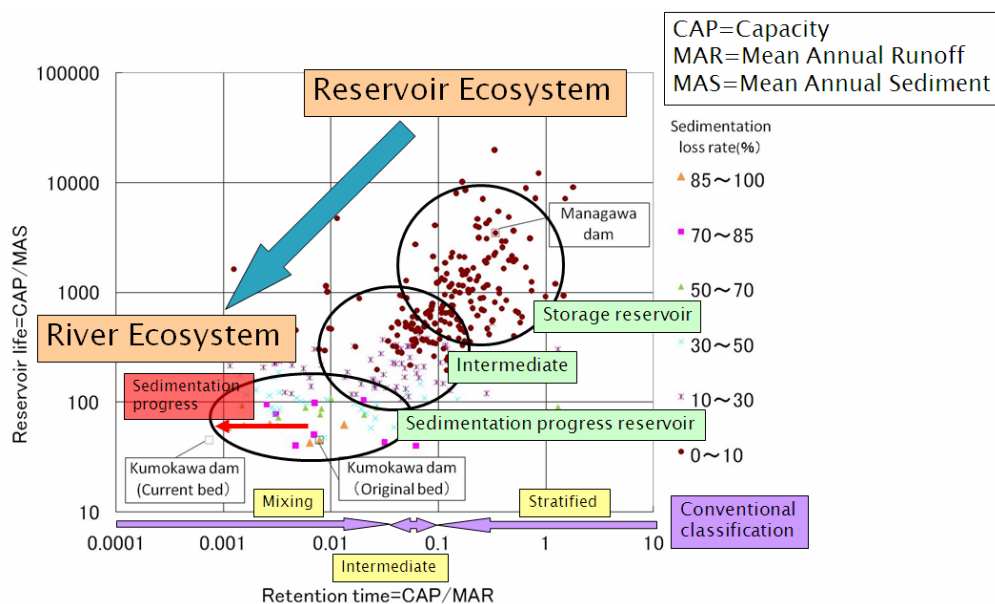


Fig.1 Retention time, Reservoir life, Sedimentation loss rate

Stage 3 : 貯水池に流入する土砂の量と粒径分布が流出するものと均衡した状態になる。そのときはデルタ堆積土砂がダムに到達し、余水吐きの越流部付近では大規模な水位上昇が生じ、粗粒堆積土砂も排出される。

2.2 貯水池内の植物プランクトンの一次生産 (村上ら, 2004)

ダム湖では一般に植物プランクトンが一次生産者の中で卓越する。植物プランクトンの現存量はしばしば以下のように要約される。

$$B_t = (A_i + GP) - (A_o + R + G + S + M) \quad (1)$$

ここに、 B_t は t 時間に変化した植物プランクトン量、 A_i は移流による流入量、 GP は植物プランクトンの総生産量、 A_o は移流による流出量、 R は呼吸量、 G は捕食量、 S は沈降量、 M はその他の死亡量や消失量である。

植物プランクトン生産に影響を与える要因には水温、光、栄養塩がある。同様に滞留時間も植物プランクトン量に影響を与える。回転率が藻類の増殖率を上回れば、細胞が流失するため現存量が減少し、それゆえ藻類の生産力が制限されると考えられる。そのような制限が起こるのは水の平均滞留時間が1週間より短い場合と言われる。そのようなダムでは回転率が植物プランクトンの生産量と種組成に関係していると考えられる。

その際、貯水池全体の回転率が低くても、一次生産の起こる有光層における回転率が高ければそのような阻害が起こる。植物プランクトンの生産力に影響を与える移流や滞留時間には閾値があり、閾値を超えると生態系の構造や機能が大きく変化すると推定されている。

ダム湖では上流から下流へ行くにつれて環境が変化し、植物プランクトンの生産力と現存量の空間的分布が著しく不均一である。ダム湖は、上流から下流へと、ダム湖上流部の流水環境である流水帯、ダム湖下流のダムサイト近くの止水帯、そして両者の中間である遷移帯の三つの区域に分けられる。

流水帯では移流により栄養塩が供給されるが、ダムサイトに近づくにつれて移流による供給は少なくなり、ダム湖内部からの供給が主となる。また、流水帯では濁度が高く透明度が低いので表層の光条件が悪いが、ダムサイトへと進むにつれ濁質が沈降し光条件が良くなる。そのため三つに分かれた区域のうち遷移帯で最も生産が活発な場合もある。

ただし、この区分を三つとも識別できないダム湖もある。たとえば回転率が大きく、流速の速い川の

ようなダム湖に濁度の高い水が流入する場合は、ダム湖の上流部から下流部まで全体にわたって流水帯に特徴的な様相を示すと考えられる。平均滞留時間が長い貯水用ダム湖の場合は、流入河川からはほとんど懸濁土砂や栄養塩の負荷を受けず、植物プランクトンの生産量が光制限を受けることも多くなく、流水帯や遷移帯と比較して、止水帯が卓越することになる。

2.3 貯水ダムと堆砂進行ダムの特性の相違

貯水ダムと堆砂進行ダムの違いは Fig.3 のように考えられる。ダム堆砂の進行が生態系に与えると考えられる影響として、堆砂の進行により滞留時間が短くなったダムは、完成当初と比較して河川生態系に近くなることが挙げられる。また、堆砂進行ダムでは、貯水池の末端部に土砂が堆積し、浅い湿性水域が形成されるとともに、堆積した土砂や有機物によって嫌気的な環境が形成され、その堆積物が浅い水深のために巻き上げられ水質に影響を与える可能性がある。さらに、嫌気的な環境では堆積土砂が還元的になり栄養塩の溶出などが起こりやすくなる。

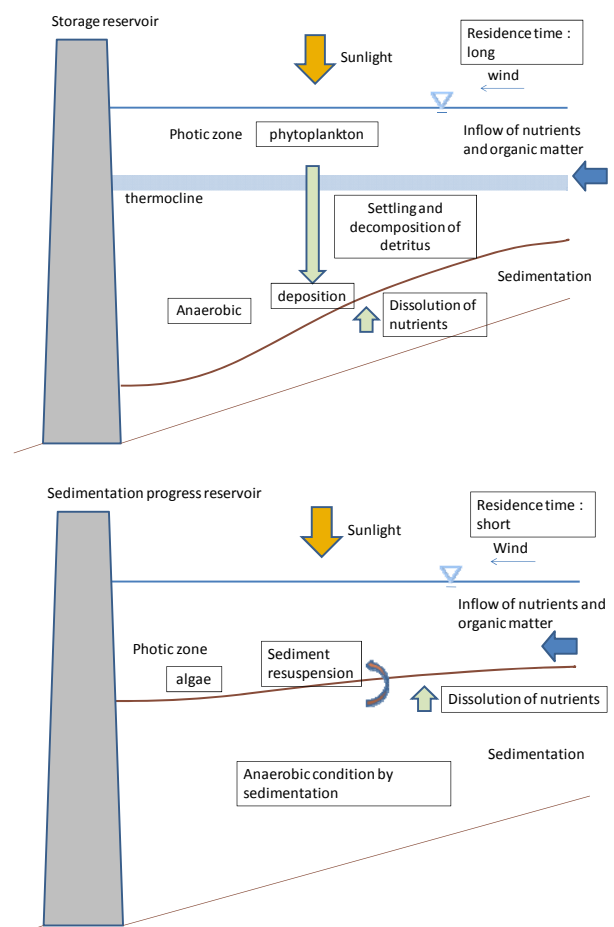


Fig.3 Differences between storage reservoir and sedimentation progress reservoir

堆砂が進行したダムは河川生態系に近づくと考えられるが、ダムなしの場合や河川環境に近いと考えられる流水型ダムと比較すると水面の標高が高く、川幅もダムなしの状態と比較して広い。そのため湖面に到達する日射量が多くなり、系全体での一次生産が活発になることが考えられる。

Fig.2 に示した堆砂のステージが変化する速度は、ダム総貯水池容量 (CAP) に対する年間平均流入土砂量 (MAS) の比率 (Fig.1 の縦軸) で異なるが、いずれにしても、これら堆砂の進行に伴い水深が浅くなり滞留時間が短くなることで、植物プランクトンの生産は起こりにくくなり、一方、貯水池内の河床での藻類の生産が起こるなど、従来の貯水池は河川生態系に近づくと想定される。また嫌気的な底泥の巻き上げにより水質変化を生じることも考えられる。

3. 安定同位体比分析による有機物起源特定

3.1 調査地点

真名川ダムは昭和40年9月に起こった奥越豪雨を契機として、昭和54年に洪水調節、灌漑、発電を目的として作られた、九頭竜川水系真名川の上流部に位置する多目的ダムである。年間発生電力量は66,000MWh、平成16年7月の福井豪雨では流入量ピーク約1,000 m³/sをほぼ全量カットした。総貯水容量は115,000千m³で、年間平均回転率は9.3回/年、7月回転率は0.97回/月であり、Table 1によると成層型となり、本研究では貯水ダムに分類される。

雲川ダムは真名川への流入河川である九頭竜川水系雲川に位置している。1957年に完成し、現在は発電を主な目的としている。雲川ダムは現在堆砂率が90%に達する満砂状態であり、2007年から2009年の流入量と現在の貯水容量から求めた年間平均回転率は約1367回/年、7月回転率は約132回/月であり、Table 1によると混合型となり、本研究では堆砂進行ダムに分類される。

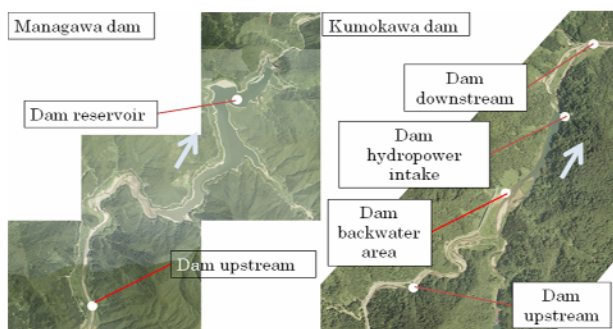


Fig.4 Study sites on Managawa and Kumokawa reservoirs

3.2 調査方法

Fig.4 に示す各貯水池上下流の各地点で粒状有機物 (POM, Particulate Organic Matter)・藻類・付着層・落葉などをサンプリングし、窒素・炭素安定同位体比を測定した。陸上由来の落葉、河川由来の藻類の2起源、もしくはそれらに湖内由来の植物プランクトンを加えた3起源の混合モデルを用いて、採集した粒状有機物に対する各起源と考えられる有機物の寄与率を計算した。

粒状有機物 (POM: Particulate Organic Matter) は浮遊している有機物 (Suspended POM, SPOM)、河床に堆積している有機物 (Benthic POM, BPOM)をそれぞれ採集した。そして、ふるいを用いて粒径25μm~1mmのFPOM (Fine POM)、粒径1mm以上のCPOM (Coarse POM)に分けた。以下ではSFPOM (Suspended Fine POM)のように記述することがある。他には陸上落葉や藻類、付着層を採集した。また貯水池では底泥も採集した。

SPOMは河川内の流心部でPOMネットを用いて採集した。BPOMはBPOMサンプラーを用いて河川内のたまりなどの止水域の河床に堆積している有機物を掃き取った (竹門ら、2007)。落葉は河川の淵から分解が起こっていないものを選んで採集した。藻類や付着層は瀬にある巨石や岩から採集した。付着層はブラシを用いて石の表面の有機物をこすり取って採集した。底泥はエクスマンバージ採泥器を用いて採集した。サンプルはその場でクーラーボックスに入れて研究室に持ち帰り、冷凍庫で保存した。

3.3 安定同位体比分析

同位体比分析のための前処理として60℃で24時間乾燥させた後、メノウ鉢で粉砕し、スズ箔に入れ、元素分析計付き質量分析計 (コンフロ: Finnigan MAT delta-S) を用いて安定同位体比を測定した。

重い元素と軽い元素の比では値が小さいため、炭素・窒素安定同位体比はそれぞれ、

$$\delta^{13}C = \left\{ \left(\frac{{}^{13}C}{{}^{12}C_{\text{試料}}} \right) / \left(\frac{{}^{13}C}{{}^{12}C_{\text{PDB}}} \right) - 1 \right\} \times 1000 \quad (2)$$

$$\delta^{15}N = \left\{ \left(\frac{{}^{15}N}{{}^{14}N_{\text{試料}}} \right) / \left(\frac{{}^{15}N}{{}^{14}N_{\text{空中窒素}}} \right) - 1 \right\} \times 1000 \quad (3)$$

のように千分率 (‰) で表される。炭素はベレムナイトと呼ばれる生物化石、窒素は大気中のN₂ガスの同位体比を基準としている。

粒状有機物はいくつかの異なる起源をもつ有機物の混合物であると考えられる。安定同位体比分析では、その起源となる有機物の安定同位体比の違いを利用して粒状有機物に対するそれぞれの有機物が占める割合を求めることができる (Fry, 2006)。ダム湖においては現地性有機物として植物プランクトン

を、異地性有機物として陸上植物を端成分に用いる。
混合モデルではある混合物に対して二つの起源があると考えるとき、次式によって両起源の寄与率を求めることができる。

$$\delta X_{sample} = f_A \cdot \delta X_A + f_B \cdot \delta X_B \quad (4)$$

$$f_A + f_B = 1 \quad (5)$$

δX_{sample} は混合物試料の安定同位体比、 δX_A と δX_B は各起源と考えるものの安定同位体比、 f_A と f_B は試料中に占める各起源の寄与率である。本研究では窒素と炭素の二つの安定同位体比があるので、端成分間を結んだ直線に試料の点を投影した交点の値から求めた。

有機物の起源が 3 つある場合は、次式によりそれぞれの起源の寄与率を求めることができる。

$$\delta^{13}C_{sample} = f_A \cdot \delta^{13}C_A + f_B \cdot \delta^{13}C_B + f_C \cdot \delta^{13}C_C \quad (6)$$

$$\delta^{15}N_{sample} = f_A \cdot \delta^{15}N_A + f_B \cdot \delta^{15}N_B + f_C \cdot \delta^{15}N_C \quad (7)$$

$$f_A + f_B + f_C = 1 \quad (8)$$

混合モデルでは端成分の安定同位体比間に差がない場合は寄与率を求めることができず、小さい場合は計算結果に誤差を多く含むので注意が必要である。

3.4 分析結果

真名川ダムにおける安定同位体比の結果を Fig.5 に示す。3 ソースモデルによって貯水池内で採集した有機物に占める河川内生産物、湖内生産物、陸上生産物の寄与率を計算した。湖内生産物としてダムからの発電放流（五条方）地点のプランクトン (plankton)、陸上生産物として落葉 (TP) とヨシ (reed) の平均値を選んだ。河川内生産物としては貯水池の直上流地点の付着層 (epilithon) と藻類 (algae) の二つが考えられたが、ここでは付着層を端成分とした。その結果、Table 2 のように各起源の寄与率が得られた。

Table 2 Relative contributions of the three sources in Managawa dam

	TP+Reed	Plankton	Algae
SFPOM	8.2%	72.6%	19.2%
SCPOM	46.6%	52.3%	1.1%
Sediment	21.5%	65.3%	13.3%

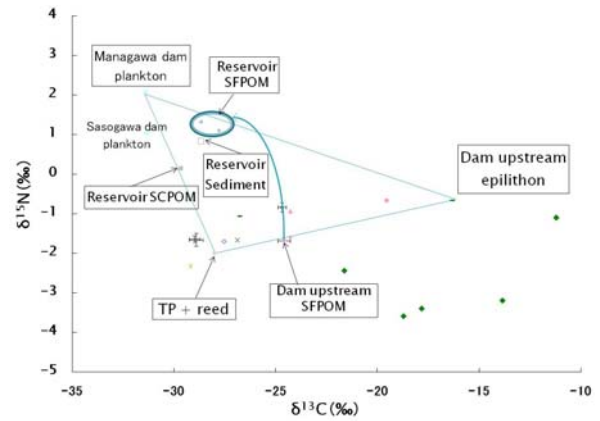


Fig.5 Stable isotope analysis at Managawa dam

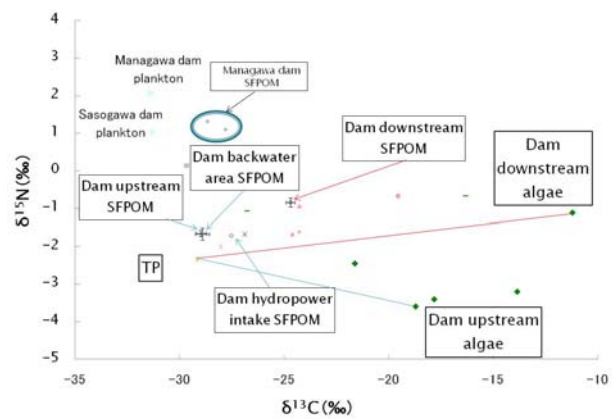


Fig.6 Stable isotope analysis at Kumokawa dam

真名川ダム貯水池内の SFPOM のうちプランクトン由来の有機物の占める割合は約 70% 程度という結果であった。一方、SCPOM に占める落葉の寄与率は 50% 近くに達した。陸上起源落葉は密度が高いために貯水池背水で流速が低下すると藻類などと比較して早めに沈降してしまうと考えられるが、実際には浮遊しているものも多く存在することを示している。

一方、真名川ダムと比較して雲川ダムでは、Fig.6 に示すように粒状有機物の $\delta^{13}C$ 値が低く、陸上植物の落葉の影響を強く受けていることが分かる。SFPOM に注目すると雲川ダム上流地点から下流に進むにつれて $\delta^{13}C$ 値が高くなっている。陸上生産物と河川内生産物が SFPOM に占める寄与率を 2 ソースモデルで計算した。ただし、陸上生産物として真名川ダムと同様に落葉とヨシの平均値を用いると雲川ダムの POM の多くがそれよりも小さい $\delta^{13}C$ 値を示すために寄与率を計算できない。そのため陸上生産物としては落葉のみを用いた。

雲川ダムの上流からダム湖、ダム下流へと進むにつれて、藻類の寄与率が徐々に大きくなっていく結果となった。これは次第に陸上植物の寄与率が低下し、河川内で生産された藻類の影響が強くなってきていることを示す。その理由として、下流に進むほ

ど川幅が広くなり、山林の影響が薄まっていくためと考えられる。また雲川ダムは貯水池内に細粒分が堆積した湿地生態系になっている。そのために、ダムのない状態と比較して河床標高が上昇して川幅も広くなり、両岸の山の影響が低下して日射量が上昇し湖内の一次生産が活発になっている可能性がある。

一方、雲川ダム湖の SFPOM の安定同位体比の値は窒素・炭素とも陸上植物の値と非常に近い値を示し、雲川ダム湖内で生産されたプランクトンの影響は無視できると考えられる。

4. 貯水池鉛直 2 次元シミュレーション

4.1 モデル計算

貯水池鉛直 2 次元生態系モデル(WECモデル)を真名川ダムおよび雲川ダムに適用し、2007年のデータを用いて、主にダムサイト表層のクロロフィル a 濃度を検討した。雲川ダムでは堆砂進行に伴い水深を 3 ケースで変化させることで、堆砂が植物プランクトン生産に与える影響を調べた。

貯水池鉛直 2 次元の生態系モデルの基礎式を以下に示す((財)ダム水源環境整備センター, 2001)。

・水の連続式

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} = 0 \quad (9)$$

ここに、 x, y は流れ方向及び鉛直方向の座標、 u, v は x, y 方向における流速である。

・運動量保存則

$$\frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x} \left(A_x \frac{\partial u}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(A_y \frac{\partial u}{\partial y} \right) \quad (10)$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} = -g - \frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial x} \left(A_x \frac{\partial v}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(A_y \frac{\partial v}{\partial y} \right) \quad (11)$$

ここに、 A_x, A_y は x, y 方向における渦動粘性係数である。

・水温収支式

$$\frac{\partial T}{\partial t} + u \frac{\partial T}{\partial x} + v \frac{\partial T}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial T}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_y \frac{\partial T}{\partial y} \right) + \frac{H}{\rho C_w} \quad (12)$$

ここに、 D_x, D_y は x, y 方向における拡散係数、 H は発生熱量、 C_w は水の比熱である。

・濃度収支式

$$\frac{\partial c}{\partial t} + u \frac{\partial c}{\partial x} + v \frac{\partial c}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial c}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_y \frac{\partial c}{\partial y} \right) + S \quad (13)$$

ここに、 c は水質濃度、 S は発生及び消滅濃度である。

また植物プランクトンの変化量は以下で計算する。

・植物プランクトン濃度式

$$\frac{\partial P}{\partial t} = (G_p - D_p)P \quad (14)$$

ここに、増加項 G_p は次式で示される。

$$G_p = R_p \cdot F_t \cdot F_1 \cdot \frac{C_{IN}}{K_{IN} + C_{IN}} \frac{C_{IP}}{K_{IP} + C_{IP}} \quad (15)$$

$$F_1 = \frac{I_y}{I_s} \exp\left(1 - \frac{I_y}{I_s}\right) \exp(-\mu_s D) \quad (16)$$

$$F_t = \left[\frac{T}{T_a} \exp\left(1 - \frac{T}{T_a}\right) \right]^n \quad (17)$$

また、減少項 D_p は次式で示される。

$$D_p = R_{RP} \theta_{CP}^{T-20} + C_g K_{PP} \frac{1}{K_{PP} + P} Z + \frac{V_{CP}}{\Delta Y} \quad (18)$$

ここで、

P : クロロフィル a 濃度($\mu\text{g/l}$)

C_{IN} : 無機態窒素濃度(mg/l)

C_{IP} : 無機態リン濃度(mg/l)

I_s : 最適照度(lux), I_y : 照度(lux)

T_s : 最適水温 ($^{\circ}\text{C}$), T : 水温 ($^{\circ}\text{C}$)

R_p : 植物プランクトン最大増殖速度

μ_s : スペース効果係数

R_{RP} : 植物プランクトンの死滅速度

θ_{CP} : 死滅率の温度補正係数

C_g : 植物プランクトンの濾過率

Z : 動物プランクトン濃度(mg/l)

K_{IN}, K_{IP} : 無機態窒素、無機態リンに対する Michaelis 定数($\mu\text{g-chla/l}$)

K_{PP} : 飽食効果に対する Michaelis 定数($\mu\text{g-chla/l}$)

V_{CP} : 沈降速度(m/day), n : 尖り定数 である。

4.2 計算結果 (真名川ダム)

本研究で対象とした真名川ダムと雲川ダムで貯水池内の鉛直方向の水温や水質などの観測値があるのは真名川ダムだけであったため、まず真名川ダムにおいて計算を行い水温とクロロフィル a の再現性を確認した。

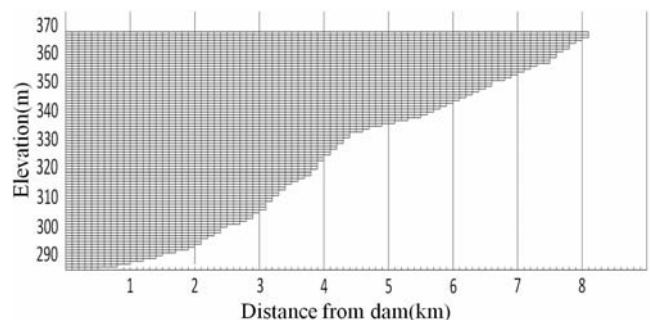


Fig.7 Reservoir model of Managawa dam

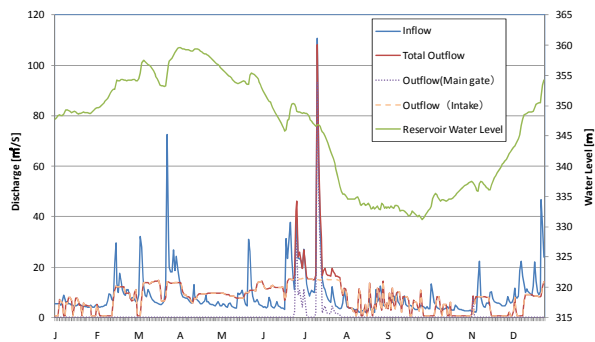


Fig.8 Inflow, outflow discharges and water level of Managawa dam in 2007

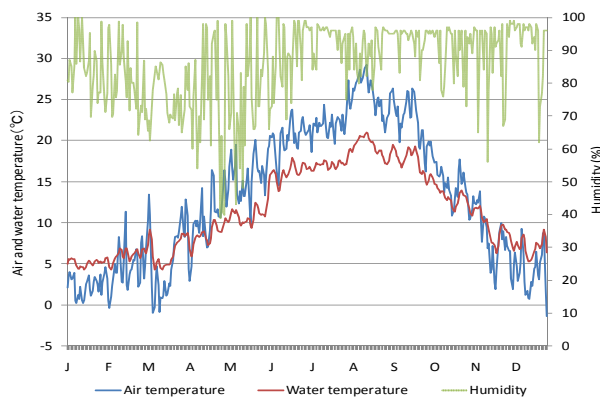


Fig.9 Air and water temperature and humidity at Managawa dam in 2007

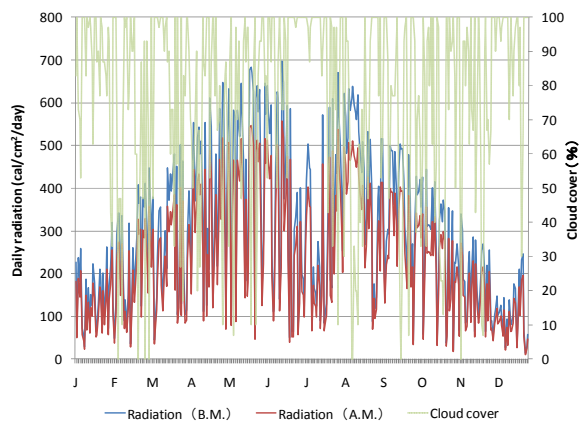


Fig.10 Radiation and cloud cover at Fukui in 2007

計算メッシュは Fig.7 のようであり、メッシュサイズは縦断方向が $\Delta x=100(m)$ 、鉛直方向は $\Delta y=1(m)$ である。流入量、放流量、貯水位は 2007 年の観測データを用いて Fig.8 のように与えた。気象条件のうち気温、湿度、風速は真名川ダム地点の観測値を用い (Fig.9)、日射量、雲量は福井地方気象台の観測値を用いた (Fig.10)。水温は既往の研究から気温との関係式、式(19)、(20)で算出した(井口, 2007)。

$$\text{融雪期： 流入水温} = 0.43 \times \text{気温} + 4.14 \quad (19)$$

$$\text{融雪期以外： 流入水温} = 0.57 \times \text{気温} + 4.63 \quad (20)$$

流入水質に関する L-Q 式のパラメータは測定データがないため他のダムで使われた値を参考にして与えた。クロロフィル a 濃度は同地域の上流域の事例を参考に、流量に関わらず一定値で $1.0 (\mu g/l)$ を与えた。また、水温と水質の初期条件は流入水温、水質から貯水池内に一様に与えられ、1 か月程度の助走計算を行った。

当初の計算では水温の計算結果が観測値よりも大きくなったため、ダム地点が山間地であることを考慮して日射量を補正 (A.M.) し Fig.11 を得た。また、クロロフィル a 濃度の計算結果も実測値と隔たりがあったので生産率 R_p の補正を行い Fig.12 を得た。以上より、真名川ダムでの再現性を確認した。

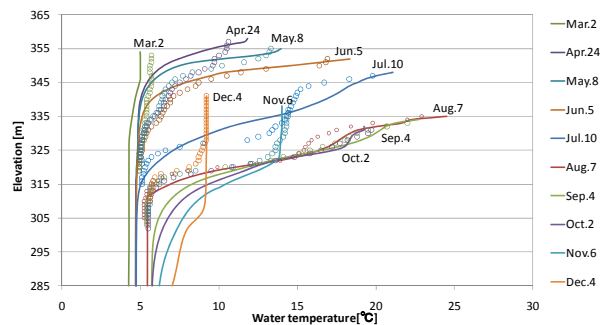


Fig.11 Calculated water temperature at Managawa dam

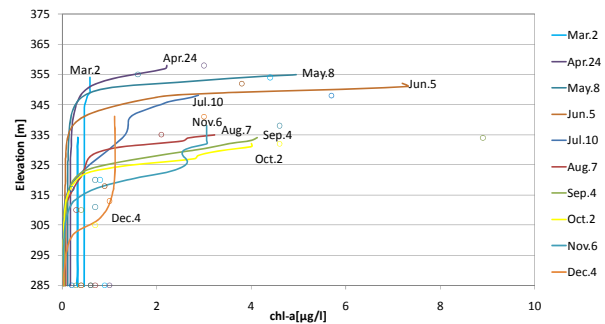


Fig.12 Calculated Chl-a at Managawa dam in 2007

4.3 計算結果 (雲川ダム)

雲川ダムについては、堆砂前 (元河床) と堆砂後 (現河床) とその中間の 3 ケースでダムサイト表層のクロロフィル a 濃度を比較検討した。

Fig.13 に計算メッシュと堆砂前・後、中間の河床高を示した。メッシュサイズは真名川ダムと同様に縦断方向が $\Delta x=100(m)$ で、鉛直方向は $\Delta y=1(m)$ である。流入量、放流量、水位は Fig.14 のように真名川ダムと同様に 2007 年のデータを用いた。気象条件は真名川ダムと同様の観測値を与えたが、気温はダムサイト地点間の標高差を基に補正した値を用いた。

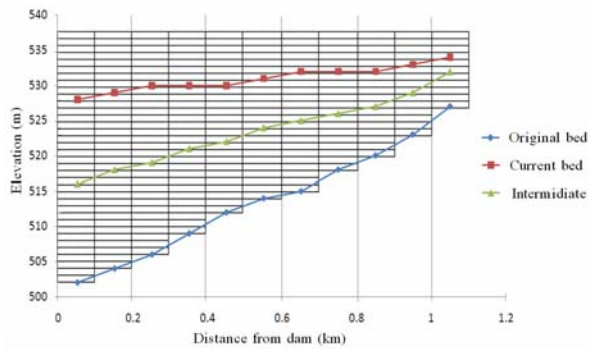


Fig.13 Reservoir model of Kumokawa dam based on 3 Stages of sedimentation progress

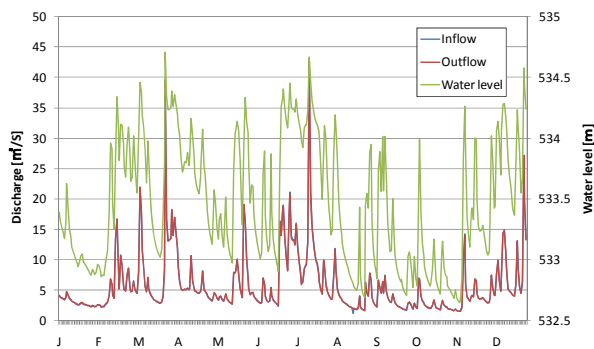


Fig.14 Inflow, outflow discharges and water level of Kumokawa dam in 2007

流入水温は、真名川ダムと同様に式 (19), (20) で求めた。L-Q 式のパラメータ, 貯水池内水温, 水質の初期条件も真名川ダムと同様に与え, 1 か月程度の助走計算を行った。

Fig.15 に、堆砂前の雲川ダムのダムサイト表層のクロロフィル a 濃度の計算結果を真名川ダムと比較して示す。雲川ダムでは、真名川ダムと比較して値がかなり小さいことがわかる。一年間のクロロフィル a 濃度の変動を見ると, 1 月 1 日から計算を始めて 4 月までは流入させた 1.0 (μg/l) を下回った。4 月下旬から増殖が起こり始めるが, 6 月下旬から 7 月中旬にかけて増殖は見られなかった。7 月下旬ごろから再び増加傾向を見せ 8 月 19 日にピークを迎え, 10 月末までは 1.0 (μg/l) 程度まで落ち込むことも何度かあるが増殖は起こっている。11 月以降は 1 月から 4 月と同様に 1.0 (μg/l) を下回っている。

次に、雲川ダムの堆砂状況の差に着目すると、Fig.16 に示すように、生産がほとんど起こっていないと考えられる 1 月から 4 月までは堆砂後が堆砂中間, 堆砂前よりもクロロフィル a 濃度が高かった。生産が比較的活発な 5 月から 9 月までは堆砂前が最も濃度が高いことが多い。9 月下旬にそれまで堆砂前, 堆砂中間, 堆砂後の順で高かった関係が変化し, その後は堆砂後が最も高くなる。

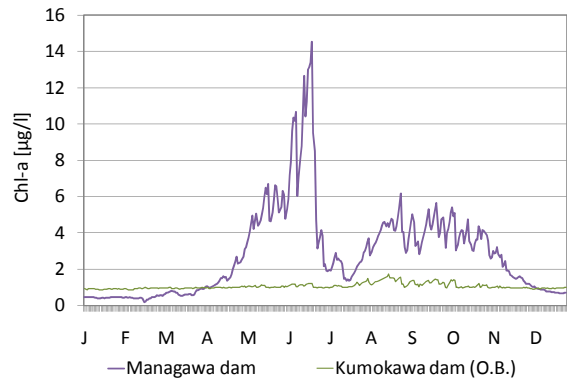


Fig.15 Concentration of chl-a in Managawa and Kumokawa dams

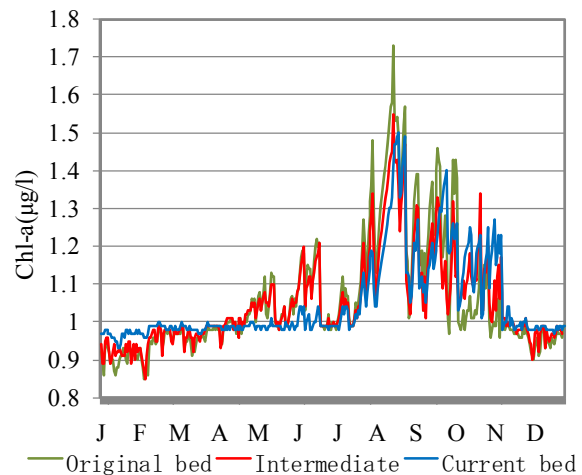


Fig.16 Concentration of chl-a in Kumokawa dam based on reservoir sedimentation progress

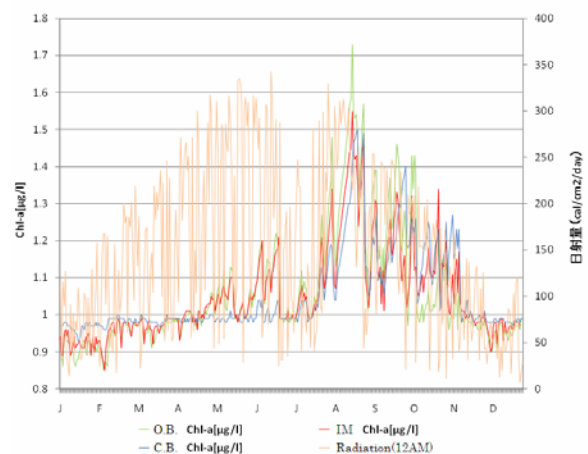


Fig.17 Relation between concentration of chl-a and radiation in Kumokawa dam

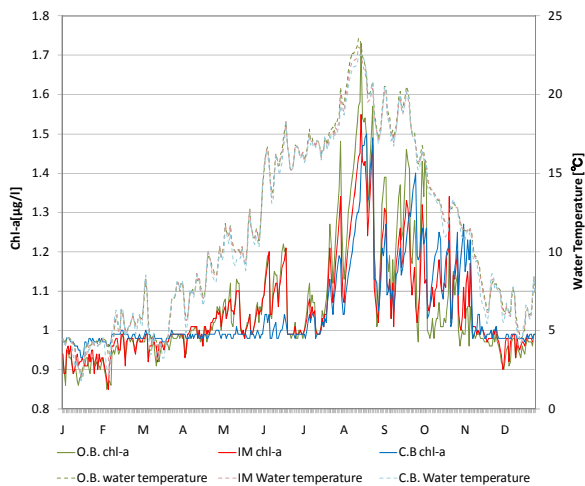


Fig.18 Relation between concentration of chl-a and water temperature in Kumokawa dam

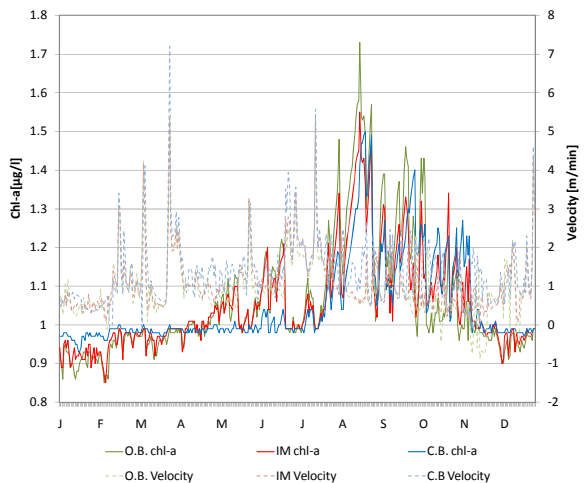


Fig.19 Relation between concentration of chl-a and water velocity in Kumokawa dam

生産量の大小を決定する要因として水温、日射量、栄養塩濃度、そして流速がある。Fig.17, Fig.18 から年間のクロロフィル a 濃度の変動は日射量、水温と対応していることが分かる。また、Fig.19 からクロロフィル a 濃度と貯水池表層の流下方向流速は反比例していることが分かる。これは流速が速いときは、貯水池内で生産されたクロロフィル a が下流へと流されてしまい、クロロフィル a 濃度の値は上昇しにくいことによると考えられる。以上のことを踏まえて以下ではそれらの要因がどのように季節や堆砂状況によるクロロフィル a 濃度の変化に影響を与えたかを考察する。

6月から10月のクロロフィル a 濃度、流速、水温の変動を検討した。生産が活発になり始めたと考えられる5月頃から9月中旬まではおおむね堆砂前、堆砂中間、堆砂後の順でクロロフィル a 濃度が高い。

これは堆砂前、堆砂中間、堆砂後の順で流速が遅いことに関係していると思われる。その間でも特に6月中旬から7月中旬にクロロフィル a 濃度が堆砂形状に関わらず低い値をとるのは梅雨のために日射量が少ないこと、流量が比較的多いため流速が速いことに対応していると考えられる。

例えば8月を見ると (Fig.20) 堆砂前が最も水温が高く、堆砂後が最も水温が低い。これは堆砂前に最も流速が低く、熱交換によって表層が温められるためである。流速が直接クロロフィル a 濃度に影響を与えるだけでなく、流速によって水温が変化し、それがクロロフィル a 濃度に影響を与える。

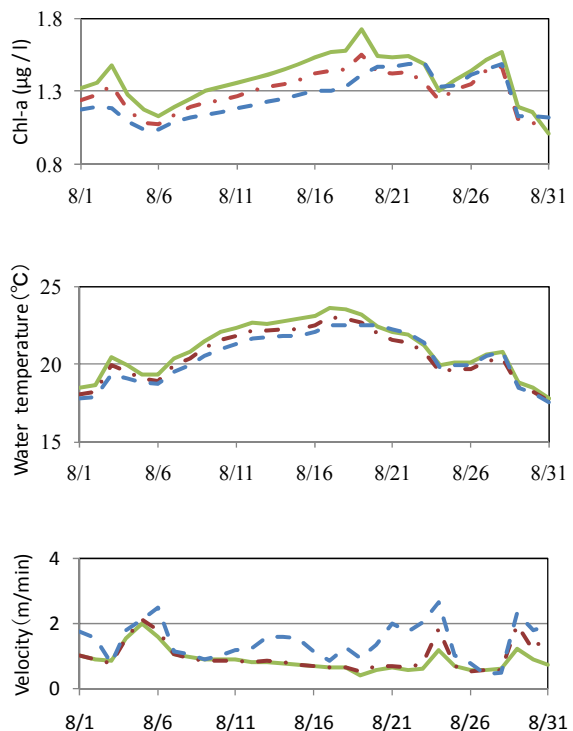


Fig.20 Concentration of chl-a, water temperature, water velocity in August

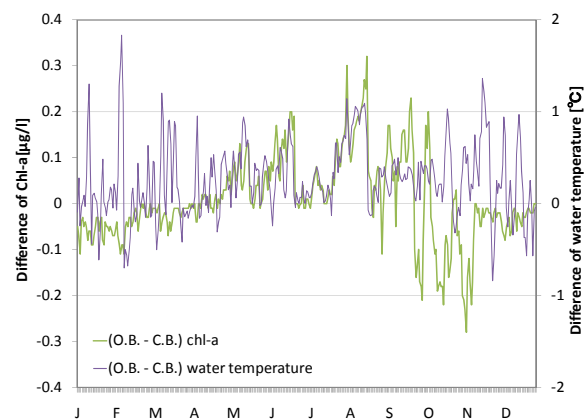


Fig.21 Relation between concentration difference of chl-a and difference of water temperature before/after sedimentation in Kumokawa dam

水温の影響をより明らかにするために、堆砂前と堆砂後の表層水温の差とクロロフィル a 濃度の差の年間変動を Fig.21 に示したが、6 月から 8 月ごろの間はよく対応していることがわかる。すなわち、この時期には堆砂前と堆砂後のクロロフィル a 濃度の差は水温の値が異なることによってもたらされていると考えられる。一方でそれ以外の時期ではむしろ反比例しているように見える時期もあり、水温以外の要因によってクロロフィル a 濃度が変動していると考えられる。

クロロフィル a 濃度を制限する要因として WEC モデルの中には日射量、水温、栄養塩濃度、そして流速の四つがある。これらのうち堆砂状態を変化させるときに影響があると考えられるのは水温、栄養塩濃度、流速の 3 つである。

堆砂状況間の滞留時間の長短の関係は季節を問わず等しいと考えられ、流速も堆砂が進むほど速くなると考えられる。そのため流速は堆砂前のクロロフィル a 濃度を高くし、堆砂後を低くする方向に働く。比較的生産の活発な 5 月から 9 月中旬までの堆砂状況によるクロロフィル a 濃度の違いは流速によると言える。そして、流速が直接クロロフィル a 濃度に影響を与えただけでなく、流速により水温が変化した効果もあると考えられる。

しかし、計算の結果 9 月下旬以降はそれまでと逆転して堆砂後が最もクロロフィル a 濃度が高かった。これは堆砂後のダムで秋季にクロロフィル a 濃度が特別に上昇したわけではなく、堆砂前の夏季にクロロフィル a 濃度が低かった下層部と混合することによって表層が希釈されたためと考えられる。すなわち堆砂前のダムはその環境がより湖沼的であるがゆえに、夏季は表層での水温上昇の影響を受けて生産がより多くなり、秋季は循環期となるため表層でのクロロフィル a 濃度の上昇が抑えられている。一方で、堆砂が進行すると鉛直方向の変化は小さくなり堆砂前のようなクロロフィル a 濃度変化は示さなかった。堆砂が進行すると年間を通して流入水のクロロフィル a 濃度の値である 1.0(μg/l)と近く、より河川的な環境条件が維持されていると考えられる。

冬は全ての堆砂形状でクロロフィル a 濃度が 1.0(μg/l)を下回っていた。上流河川からの流入量を湖沼で下回り、堆砂前が堆砂後よりも低下しているため、流入したクロロフィル a が湖に拡散した結果、希釈された、または死滅が上回ったと考えることができる。

5. おわりに

本研究では一般的な貯水ダムである真名川ダムと、満砂ダムである雲川ダムという二つのダムにおいて、回転率や堆砂率による植物プランクトンの一次生産の違いを検討した。

安定同位体比解析の結果、真名川ダムにおいては湖内生産の植物プランクトンが湖内の粒状有機物の約 70% を占めるが、雲川ダムにおいては陸上起源の有機物が支配的であり、植物プランクトンの生産レベルは低く、湖内の粒状有機物に対して大きな影響を持たないことが示された。

次に、貯水池鉛直 2 次元シミュレーションを用いて、真名川ダムおよび雲川ダムの堆砂の進行レベルを変えた場合のそれぞれについて、植物プランクトンの生産についてシミュレーションした結果、真名川ダムに比べて雲川ダムでは植物プランクトンの生産レベルは低く、また、堆砂が進行するにつれて夏季の植物プランクトンの生産レベルはより低下する結果となった。その理由は、小さな洪水流入でも貯水池表層の流速がすぐに応答して増加しやすいこと、その結果として表層水温の上昇が抑えられることが想定された。

また、現地調査時に、同時に真名川ダムと雲川ダムの上下流の生物を採集して分析した結果、雲川ダム下流ではダム上流との共通種が比較的多く、種組成はすでに自然河川のものに近いと考えられた。一方、真名川ダム下流では河床付着藻類の過度の発達により生息環境条件が悪化し生物多様性の低下が見られた。

以上の安定同位体比分析、貯水池鉛直 2 次元シミュレーションの結果から、満砂ダムである雲川ダムでの植物プランクトンの生産レベルは真名川ダムと比較して低く、有機物の変換機能は小さいと考えられた。

本研究において満砂ダムは河川生態系に近づくことが示されたが、嫌気的な底泥が水質に与える影響や背水区間で湿地が形成される影響などの評価は今後の課題である。個別の課題について列挙すると以下のとおりである。

Fig.1 には成層型分類の境界だけでなく、植物プランクトンの閾値を加えることができる。既往の知見では植物プランクトンの増殖速度は 0.12 日から 7.5 日の範囲にあり、約一週間程度から移流により押し出す効果があると言われている。それを考慮する必要がある。ただしこの場合の滞留時間は水の平均滞留時間であり、植物プランクトンの生産に直接関係するのは有光層での水の滞留時間として評価する必要がある。

安定同位体比分析で用いた混合モデルではそれぞれの端成分のC/N比が異なる場合、試料中にそれぞれ端成分が占めるCの割合とNの割合は異なるため、それを考慮に入れたモデルを用いることでより正確な寄与率が計算できると考えられる(Phillips & Koch, 2002)。また、堆砂がもたらす効果は滞留時間の変化だけでは評価することができない。貯水池内は流下方向に特徴が異なることはすでに述べたが、堆砂形状が違えば川幅や水深などの状況が変わるため、貯水池内での空間的な特性も異なる。今回の現地での調査地点は限定されているので、貯水池内の流下方向や鉛直方向のより多くの点でサンプリングを行う必要がある。

今回調査を行った雲川ダムでは堆砂後も最大で5~6m程度の水深があったが、さらに浅くなった貯水池ではより河川生態系に近づき植物プランクトンの一次生産はほとんど起こらないと考えられる。堆砂進行ダムと流水型ダムは、共に滞留時間が短いという点で近い存在であり比較検討を今後行う予定である。特に水深の差異のみならず、貯水池内に堆積している土砂の特質(粒径や有機物含有量など)の影響がポイントになると考えられる。

雲川ダムは完成した当初から滞留時間の短いダムであり堆砂することによる変化は比較的小さかった。しかし、より大規模で滞留時間の長いダムで、将来的に堆砂が進行していったときには、ダムの類型が変化し流域の水環境に与える影響はより大きく、さらに大きな研究課題になると思われる。またそのようなダムでは広大な背水区間が湿地生態系を形成し生産が活発になることが予想される。このように湿地生態系が新たに形成されて、生物多様性が豊かになり、元来そこにあった環境とは異なる環境ができる可能性がある。

本研究の結果、雲川ダムでは植物プランクトンの生産という点では河川に近づき有機物変換機能は小さいことが示唆されたが、そのような異なる生態系ができる場合には、この観点からの環境影響評価を行う必要がある。さらに、同じ堆砂量であってもFig.22に示すように貯水池縦断方向の堆砂形状の違いによって水の流動、有光層の回転率が異なると考えられ、植物プランクトンの生産を含めた貯水池の水環境にもどのような影響が出るのか検討が必要である。

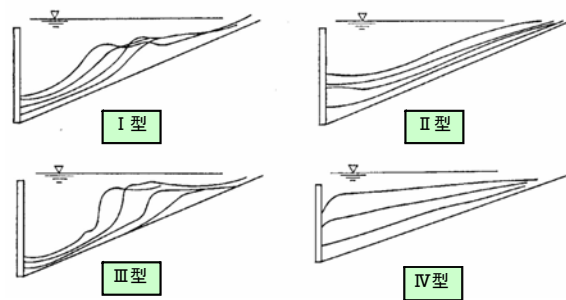


Fig.22 Typical patterns of reservoir sedimentation (芦田ら, 1983)

最後に、シミュレーションに関しては、植物プランクトンの世代交代のサイクルよりも滞留時間が短い場合は貯水池内に植物プランクトンはほとんど発生しないと考えることができる。回転率の短さが植物プランクトンの生産に影響を与えるには閾値があり、それを超えると植物プランクトンの生産に障害を与えるような計算条件の設定が想定される。また、雲川ダムのような河川に近いダムでシミュレーションを行うためには、背水区間の浅水域における河床での藻類生産などもモデルの中に入れることが望ましい。これにより、藻類やプランクトンの寄与率を求めた安定同位体比解析の結果とシミュレーションを直接関連付けることができる。

謝 辞

真名川ダムおよび雲川ダムにおける現地調査に関して、国土交通省近畿地方整備局九頭竜川ダム統合管理事務所の協力を得た。また、貯水池鉛直2次元の生態系モデルに関して、(財)ダム水源地環境整備センターの協力を得た。ここに記して謝意を表す。

参考文献

- 芦田和男, 高橋保, 道上正規 (1983): 河川の土砂災害と対策, pp.157-159, 森北出版.
- 芦田和男, 江頭進治, 中川一 (2008): 21世紀の河川学 安全で自然豊かな河川を目指して, pp.75-76, 京都大学学術出版会.
- 井口真生子 (2007): 微細粒土砂の堆積・侵食に着目した貯水池土砂管理手法に関する研究, 京都大学博士学位論文.
- 梅田信, 和泉恵之 (2008): ダム湖の植物プランクトン予測, 応用生態工学, Vol.11, No.2, pp.213-224.
- 竹門康弘, 今井義仁, 高津文人, 池淵周一 (2007): 増水低減過程における微細土砂・粒状有機物・底生動物の河床分布動態.

谷田一三, 竹門康弘 (1999) : ダムが下流の底生動物へ与える影響, 応用生態工学, Vol.2, No.2, pp.153-164.

(財)ダム水源地環境整備センター (2001) : W E C モデル説明書, 2001年3月版.

土木学会水理委員会編 (1999) : 水理公式集 平成11年改訂版. 1999

永田俊, 宮島利宏 (2008) : 流域環境評価と安定同位体, 水循環から生態系まで, 京都大学出版会, pp.240-244, pp.251-253, pp.288-289.

村上哲生, 林裕美子, 奥田節夫, 西條八束 (2004) : ダム湖の陸水学, pp.105-122, 生物研究社.

山田佳裕, 吉岡崇仁 (1999) : 水域生態系における安定同位体解析, 日本生態学会誌, Vol.49, pp.39-45.

Fry, B (2006) : Stable isotope ecology, SpringerVerlag, PP139-149

Morris, G. and J. Fan (1997) : Reservoir sedimentation handbook, McGraw-Hill New York, pp.2.1-28.

Phillips, D. and P. Koch (2002) : Incorporating concentration dependence in stable isotope mixing models, *Oecologia*, Vol.130, No.1, pp.114-125.

Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. and Cushing, C.E. (1980) : The river continuum concept, *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, Vol.37, No1, pp.130-137.

Change of Organic Matter Sources in Reservoir Ecosystem According to Progress of Reservoir Sedimentation

Tetsuya SUMI, Junya NAITO* and Yasuhiro TAKEMON

* Graduate School of Engineering

Synopsis

In reservoirs, stratification of water temperature and primary production of phytoplankton may cause change of organic matter sources in downstream rivers. These impacts are largely depending on reservoir characteristics such as retention time, average depth and etc. In this study, sources of particulate organic matter (POM) and macro invertebrate at downstream of Managawa and Kumokawa reservoirs are analyzed by the three sources model based on the stable isotope ratios of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$. Primary production of phytoplankton is also simulated by 2D reservoir numerical model to evaluate the effect of reservoir sedimentation progress.

Keywords: dam reservoir, reservoir sedimentation, primary production, eutrophication, POM, stable isotope ratios