

底層への表層水供給による水質改善効果 -北上川水系田瀬ダムにおける現地実験-

EFFECTS OF SURFACE-WATER INJECTION INTO HYPOLIMNION
ON WATER QUALITY - FIELD EXPERIMENT IN LAKE TASE -

井上徹教¹・小松利光²・松永崇³・藤田和夫⁴・島田昭一⁵・

西元誠⁶・堺貴臣⁶・高木太志⁶・稲垣晃⁷

Tetsunori INOUE, Toshimitsu KOMATSU, Takashi MATSUNAGA, Kazuo FUJITA,
Shoichi SHIMADA, Makoto NISHIMOTO, Takaomi SAKAI, Futoshi TAKAKI
and Akira INAGAKI

¹正会員 工修 九州大学大学院工学研究院助手 環境都市部門(〒812-8581 福岡市東区箱崎6-10-1)

²フェロー 工博 九州大学大学院工学研究院教授 環境都市部門(同上)

³工博 久留米工業高等専門学校教授 機械工学科(〒830-8555 福岡県久留米市小森野町1232)

⁴正会員 九州大学技官 工学研究院 環境都市部門(〒812-8581 福岡市東区箱崎6-10-1)

⁵国土交通省東北地方整備局北上川ダム統合管理事務所長(〒020-0123 盛岡市下厨川字44田1)

⁶学生員 九州大学大学院 工学府海洋システム工学専攻修士課程(〒812-8581 福岡市東区箱崎6-10-1)

⁷株式会社電業社機械製作所 技術研究所(〒441-8560 静岡県三島市三好町3-27)

In many eutrophic lakes and reservoirs, oxygen depletion, observed in the bottom layer, enhances nutrients release from the sediment and damages natural benthic organisms. To solve this problem, we proposed the method which transports surface water, including a large amount of dissolved oxygen (DO), to the bottom layer in which DO is depleted. Effects of surface-water injection into hypolimnion on water-quality restoration have already been studied in a mesocosm. In this study, we have done a field experiment to investigate the degree of water quality restoration by using this system in Lake Tase situated in Iwate Prefecture. Numerical simulations were also conducted.

From experimental results, we confirmed that this system increased DO concentration and reduced nutrients concentration in the overlying water within a radius of 20 m. Moreover, model predictions qualitatively could explain experimental results.

Key Words : Water quality restoration, surface water injection, nutrient release, DO

1. 研究背景と目的

ダム湖や内湾などの閉鎖性(停滞)水域では、移流による流入出以上にその中での分解・再生産過程が卓越し、富栄養化による水質悪化が問題となっている。そのような水域では夏季に水温成層が形成され、底層の貧酸素化及び堆積物からの栄養塩溶出速度の増加を招き、それが次なる有機物生産に寄与するという悪循環が生じている。北上川水系田瀬ダム貯水池においても近年、水温成層に伴う底層の貧酸素化が観測されており、今後の水質悪化が懸念されている。このような問題に対する解決策として、溶存酸素(DO)の豊富な表層水を貧酸

素化した底層部に送り込むことにより底層の好気化をはかり、内部負荷を削減する水質改善技術が提案されている¹⁾。

これまでの研究から、底層部の貧酸素化する夏季において本システムが水質改善効果を有することは、メソコズムを用いた現場実験及び小規模のため池での現場実験から定性的には証明されている。しかしながら、本システムは将来的にはダム湖や内湾などより大規模な水域での活用を意図するものであるため、本報ではより広範囲な水域を対象として設計された現場型実験装置を北上川水系田瀬ダム貯水池に設置し、底層における水質改善効果を検討した。

またBOXモデルを用いた数値計算も行い、本システム

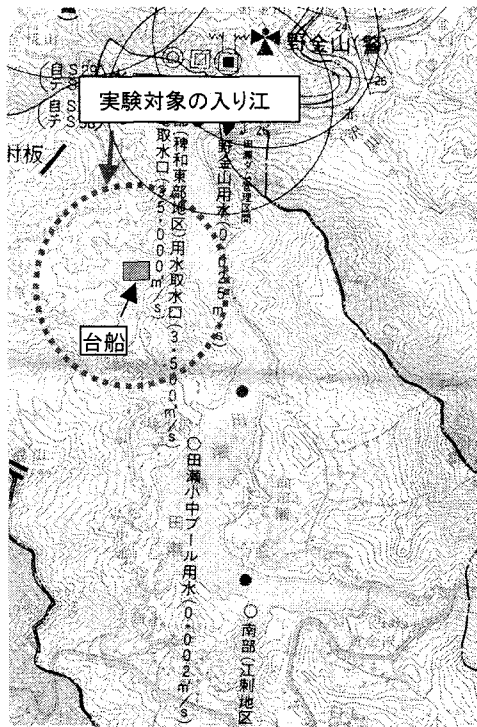


図-1 田瀬ダム付近の地図

稼動による水質改善効果の機構の解明及び経時的な応答特性についても検討を行った。

2. 現地実験

(1) 現場概要

現地実験は岩手県和賀郡東和町に位置する田瀬ダム貯水池で行った(図-1参照)。田瀬ダム貯水池は湛水面積6 km²、湛水延長14.2 km、総貯水容量14650万m³の貯水池であり、治水・灌漑・発電においてその役割を果たしている。旧建設省では昭和63年より「ダム湖活用環境整備事業」を創設しており、その第一号として田瀬ダムが採択されている。このため、今後田瀬ダム貯水池の水質・景観は一層重要視されてくるものと考えられるが、近年では夏季に底層での貧酸素化が生じており、アオコの発生も確認されている。

(2) 予備調査

国土交通省北上川ダム統合管理事務所が行っている定期調査の結果から、夏季に水温成層に伴う底層の貧酸素化が見られる水域を特定した。さらに2000年7月と同8月において、上述の水域を中心とした現地観測を行った。その結果、本実験サイトとして夏季の水深が20m前後で水温成層が発達し流動がほとんど見られない横峰地区が選定された。

(3) 実験及び装置概要

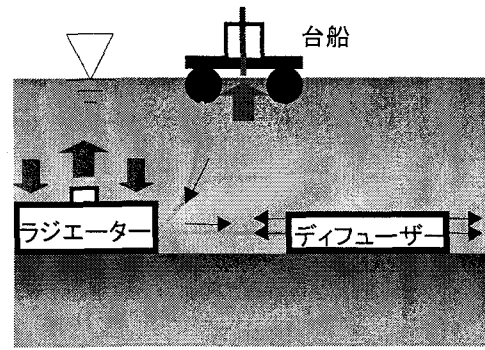


図-2 実験装置の概略図

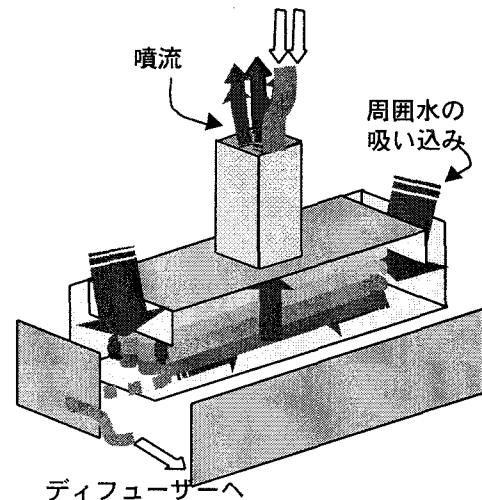


図-3 連行作用によるラジエーター内の水の更新

実験装置の概略図を図-2に示す。実験装置は、表層水を獲得し底層へ送水する機能と送られた表層水を冷却する機能、更に表層水を底層部へ放出し混合させる機能を有している。水上には約6m四方の台船が係留されており、そこに設置された水中ポンプ5機とスクリューポンプ1機が表層水をそれぞれ2系統に分けて底層部の冷却装置に送り込む。その一方はラジエーター上部に設置された煙突状部分の内側から上向きに噴流状に吐出され、連行作用を利用してラジエーター内部の水交換を促進し、冷却効果を高める機能に使用される(図-3参照)。残りはラジエーター内部に設置されたアルミ管を通り周囲水との熱交換により冷却された後、ディフューザーから放出されて底層に供給される²⁾。これらのラジエーター及びディフューザーは各ポンプに対してそれぞれ1機ずつ、計6機設置されている。以上の工夫により水温成層下においても表層水を底層の温度(密度)に近づけて底層に滞留させることにより、堆積物直上の好気化を可能にする³⁾。

実験装置稼動は2001年8月24日から同9月19日までの期間とした。今回は安定した連続実験を目的としたた

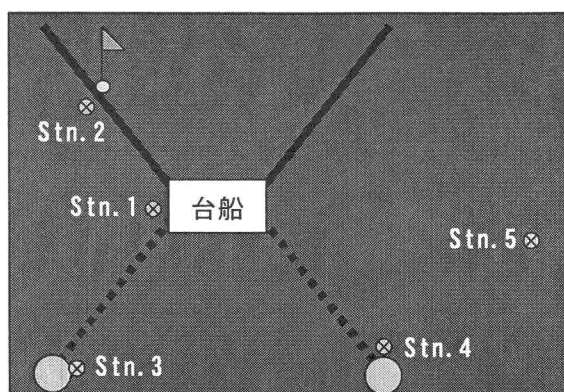


図-4 観測点

め、ポンプ稼動用の電力として市販の交流電源を使用した。しかし環境及び施工上の観点から、将来的には太陽光発電等の自然エネルギーの利用が望ましいと考えられるため、台船上に太陽光発電装置を設置し発電量が測定可能なシステムを搭載した。

(4) 観測

装置の冷却能力を検討するための観測として、表層水温、底層水温、ラジエーターから放出される供給水温および気温の測定を行った。また、装置の水質改善能力を検証するため、装置稼動3週間前の2001年8月3日、装置稼動1週間後の同8月31日、実験終了直前の同9月18日に多項目水質計(ハイドロラボ、DS-4a)によるDO、EC、pH、ORP、Chlの鉛直分布の測定を行った。さらに8月3日、8月31日、9月6日、9月13日、9月18日に採水し、リン酸態リン($\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$)、アンモニア態窒素($\text{NH}_4^+\text{-N}$)、亜硝酸態窒素($\text{NO}_2^-\text{-N}$)、硝酸態窒素($\text{NO}_3^-\text{-N}$)の分析を行った。それぞれの分析手法は、リン酸態リンはモリブデンブルー法、アンモニア態窒素はインドフェノールブルー法、亜硝酸態窒素はジアゾ化法、硝酸態窒素はカドミウム銅カラム法を経てジアゾ化法により行った。測点として、実験装置の位置をStn.1とし、そこから約20m、50m、70m、100m離れた地点をそれぞれStn.2、3、4、5とした(図-4参照)。

(5) 実験結果および考察

装置稼動3週間前(8月3日)、装置稼動1週間後(8月31日)および実験終了直前(9月18日)の水温鉛直分布とDO濃度鉛直分布をそれぞれ図-5に示す。図中の丸囲みの番号はそれぞれ測点の番号を示している。図より、各測点の水温鉛直分布に差異は無いといえる。またDO濃度鉛直分布を見ると、装置稼動3週間前では全ての測点で同様の分布が見られる。これらのことから、実験装置設置位置から半径100m以内においてはほぼ同様の水塊構造が形成されており、実験装置から水平方向に離れた場所を実験の対象として扱う事の妥当性が期待される。

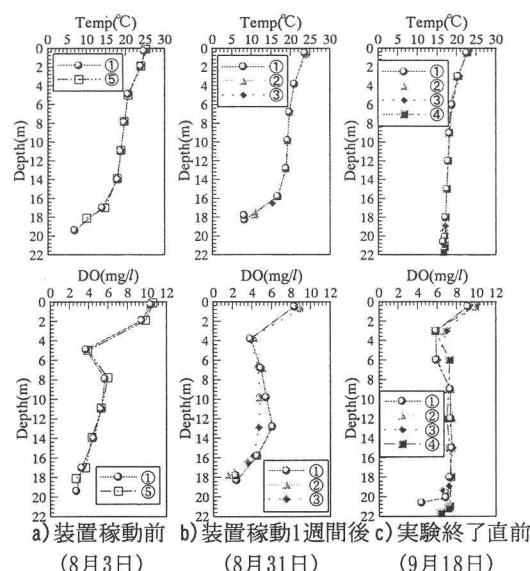


図-5 それぞれの観測日における各測点の水温(上)・DO濃度(下)の鉛直分布

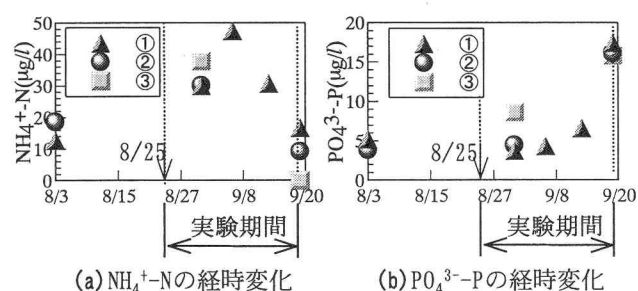
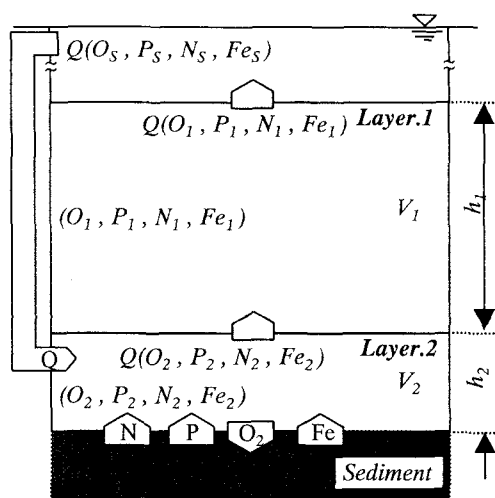


図-6 底層における栄養塩濃度の経時変化

装置稼動1週間後の底層付近のDO分布を見ると、Stn.3の水深が浅いためStn.1、2とStn.3の比較はできないが、Stn.2と比較してStn.1のDO濃度がわずかに増加していることがわかる。これは、実験装置から放出された供給水が周囲に広がる間に、含まれていたDOが堆積物により消費されたためであると考えられる。さらに装置停止前日には、いずれの水深においてもDO濃度は増加し、かつ一様な分布を示していた。水深6m以深の水温がほぼ一様であったことから、この時期から水面冷却に伴う鉛直混合が始まったと考えられる。

また、8月31日のDO濃度分布を見ると、水深13m付近でもDO濃度の増加が見られるが、これは前述のラジエーターにおいて噴流状に吐出された表層水の影響を受けたものと考えられる。さらに撤去時に装置を確認したところ、アルミパイプの連結部分が一部外れていた。このような破損箇所からの漏水の影響の可能性も考えられる。

底層における栄養塩濃度の経時変化を図-6に示す。



OはDO、Pは $PO_4^{3-}-P$ 、Nは NH_4^+-N 、Feは Fe^{2+} の各濃度を表し、添え字のSは表層、1はLayer.1、2はLayer.2を表す

図-7 モデルの概要

装置稼動1週間後の栄養塩濃度に着目すると、DO濃度の増加が見られないStn.3と比較して、DO濃度の増加が見られたStn.1、2は栄養塩濃度が低い値をとっていた。これより、本装置は水質改善効果を有するものと考えられ、その有効範囲は半径50mまでは及ばないが、最低でも半径20mまでは及ぶものと考えられる。装置停止前日になると、装置稼動1週間後と異なっており、Stn.1、2、3間の値に特に大きな違いはなくなっているが、これは水面冷却による鉛直混合が始まり、水温成層が崩れてきたためと考えられる。

3. 数値実験

前述の実験データをもとに簡単なBOXモデルによる数値実験を行い、現地実験での水質改善のメカニズムを再現し、種々のプロセスのパラメータ値の違いが水質に及ぼす影響について定量的に評価した。

(1) 数値モデルの概要

モデルの概要を図-7に示す。数値実験には、DO、 $PO_4^{3-}-P$ 、 NH_4^+-N 、二価鉄(Fe^{2+})に関するボックスモデルを用いた。計算領域は、現地実験を行った田瀬ダムにおいて実験装置の有効性が確認された半径20mの円内の水温躍層以深とし、供給される表層水が底層水と混合する堆積物近傍の薄い層(Layer.2、水深18m~20m)とその上の貧酸素層(Layer.1、水深10~18m)を対象とした2BOXモデルを用いた。図中のOはDO、Pは $PO_4^{3-}-P$ 、Nは NH_4^+-N 、Feは Fe^{2+} の各濃度を表し、添え字のSは表層、1はLayer.1、2はLayer.2を表す。

(2) 基礎式

SODはDOのモノ一型関数として与え⁴⁾、堆積物からの $PO_4^{3-}-P$ 、 NH_4^+-N 、 Fe^{2+} 溶出速度はDO濃度の増加に伴い減少し、DO濃度が2mg/l以上では0になると仮定した。Layer.1、Layer.2のDOの収支はそれぞれ次式で表される。

$$V_1 \cdot \frac{dO_1}{dt} = Q \cdot O_2 - Q \cdot O_1 - \frac{k_f}{4} \cdot O_1 \cdot Fe_1 \cdot V_1 - k_b \cdot O_1 \cdot V_1 \quad (1)$$

$$V_2 \cdot \frac{dO_2}{dt} = Q \cdot O_S - Q \cdot O_2 - \frac{k_f}{4} \cdot O_2 \cdot Fe_2 \cdot V_2 - A \cdot SOD - k_b \cdot O_2 \cdot V_2 \quad (2)$$

ここで、 Q ：表層水の供給流量(m^3/min)、 k_f ：Feの酸化速度定数($m^3/mmol/min$)、 k_b ：Feの酸化以外による酸素消費速度定数($1/min$)、 A ：対象水域の面積(m^2)、 SOD ：堆積物による酸素消費速度($mmol/m^2/min$)、 V_1 ：Layer.1の体積(m^3)、 V_2 ：Layer.2の体積(m^3)である。なお、 SOD は次式で表される。

$$SOD = SOD(max) \cdot \frac{O_2}{K + O_2} \quad (3)$$

ここで、 $SOD(max)$ ：堆積物による最大酸素消費速度($mmol/m^2/min$)、 K ：半飽和定数($mmol/m^3$)である。

Layer.1、Layer.2の $PO_4^{3-}-P$ の収支はそれぞれ次式で表される。

$$V_1 \cdot \frac{dP_1}{dt} = Q \cdot P_2 - Q \cdot P_1 - \alpha \cdot \beta \cdot k_f \cdot O_1 \cdot Fe_1 \cdot P_1 \cdot V_1 \quad (4)$$

$$V_2 \cdot \frac{dP_2}{dt} = Q \cdot P_S - Q \cdot P_2 + A \cdot Flux_p - \alpha \cdot \beta \cdot k_f \cdot O_2 \cdot Fe_2 \cdot P_2 \cdot V_2 \quad (5)$$

$$Flux_p = -\frac{Flux_p(max)}{1000/16} \cdot O + Flux_p(max) \quad (6)$$

ここで、 α ：水酸化鉄1モルに吸着する $PO_4^{3-}-P$ のモル数(mol/mol)、 β ：水酸化鉄と $PO_4^{3-}-P$ の吸着速度定数($m^3/mmol$)、 $Flux_p$ ：堆積物からの $PO_4^{3-}-P$ の溶出速度($mmol/m^2/min$)、 $Flux_p(max)$ ：堆積物からの $PO_4^{3-}-P$ の最大溶出速度($mmol/m^2/min$)である。

Layer.1、Layer.2の NH_4^+-N の収支はそれぞれ次式で表される。

$$V_1 \cdot \frac{dN_1}{dt} = Q \cdot N_2 - Q \cdot N_1 - k_n \cdot O_1 \cdot N_1 \cdot V_1 \quad (7)$$

$$V_2 \cdot \frac{dN_2}{dt} = Q \cdot N_S - Q \cdot N_2 + A \cdot Flux_N - k_n \cdot O_2 \cdot N_2 \cdot V_2 \quad (8)$$

$$Flux_N = -\frac{Flux_N(max)}{1000/16} \cdot O + Flux_N(max) \quad (9)$$

ここで、 $Flux_N$ ：堆積物からの NH_4^+-N の溶出速度($mmol/m^2/min$)、 $Flux_N(max)$ ：堆積物からの NH_4^+-N の最大溶出速度($mmol/m^2/min$)である。

Layer.1、Layer.2の Fe^{2+} の基礎式は次式で表される。

$$V_1 \cdot \frac{dFe_1}{dt} = Q \cdot Fe_2 - Q \cdot Fe_1 - k \cdot O_1 \cdot Fe_1 \cdot V_1 \quad (10)$$

表-1 各条件における係数値

Definition	Pattern		Value	Unit
堆積物の 最大酸素消費速度	SOD1	SOD(max)	0.000868	mmol/m ² /min
	SOD2	SOD(max)	0.001736	mmol/m ² /min
	SOD3	SOD(max)	0.003472	mmol/m ² /min
Fe ²⁺ の酸化速度係数		k_f	4.5E-7	m ³ /mmol/min
Fe ²⁺ の酸化以外による 酸素消費速度係数	k1	k_b	1.736E-8	1/min
NH ₄ ⁺ -Nの硝化速度係数		k_n	6.0E-7	m ³ /mmol/min
		k_f	9.0E-7	m ³ /mmol/min
	k2	k_b	3.472E-8	1/min
		k_n	1.2E-6	m ³ /mmol/min
PO ₄ ³⁻ -Pの最大溶出速度		Flux _p (max)	0.000067	mmol/m ² /min
Fe ²⁺ の最大溶出速度	Flux1	Flux _{Fe} (max)	0.002232	mmol/m ² /min
NH ₄ ⁺ -Nの最大溶出速度		Flux _N (max)	0.000992	mmol/m ² /min
		Flux _p (max)	0.000134	mmol/m ² /min
	Flux2	Flux _{Fe} (max)	0.004464	mmol/m ² /min
		Flux _N (max)	0.001984	mmol/m ² /min

表-2 係数値

Definition		Value	Unit
Fe(OH) ₃ 1molに吸着する PO ₄ ³⁻ -Pのモル数	α	0.1	mol/mol
Fe(OH) ₃ とPO ₄ ³⁻ -Pの 吸着速度係数	β	1	m ³ /mol
Layer.1の体積	V_1	10053.1	m ³
Layer.2の体積	V_2	2513.1	m ³
表層におけるDO濃度	O_s	312.5	mmol/m ³
表層におけるPO ₄ ³⁻ -P濃度	P_s	0.0484	mmol/m ³
表層におけるNH ₄ ⁺ -N濃度	N_s	0.714	mmol/m ³
表層におけるFe ²⁺ 濃度	Fe_s	0	mmol/m ³
半飽和定数	K	62.5	mmol/m ³
表層水の供給流量	Q	0.0282	m ³ /min

$$V_2 \cdot \frac{dFe_2}{dt} = Q \cdot Fe_s - Q \cdot Fe_2 + A \cdot Flux_{Fe} - k \cdot O_2 \cdot Fe_2 \cdot V_2 \quad (11)$$

$$Flux_{Fe} = - \frac{Flux_{Fe}(\max)}{1000/16} \cdot O + Flux_{Fe}(\max) \quad (12)$$

また、 $Flux_{Fe}$ ：堆積物からのFe²⁺の溶出速度 (mmol/m²/min)， $Flux_{Fe}(\max)$ ：堆積物からのFe²⁺の最大溶出速度 (mmol/m²/min)である。ただし、Fe²⁺の溶出速度はPO₄³⁻-Pの溶出速度と同様の挙動を示すと仮定する。

(3) 計算条件および計算方法

計算条件として、堆積物の最大酸素消費速度、栄養塩の酸化速度係数及び堆積物からの栄養塩の最大溶出速度の係数値をそれぞれ3パターン、2パターン、2パターン与え、各計算パターンから得られた結果の比較を行った。各条件における係数値を表-1に示す。DO、PO₄³⁻-P、NH₄⁺-Nの初期値には、実験装置稼動3週間前の8月3日の水質測定により観測された値を用いた。その他の採用された係数値を表-2に示す。現地実験における底層への供給流量は0.18m³/minであったが、装置稼動1週間後の底層と中層のDO濃度の増加の様子から底層に滞留したのは供給水全体の15.6%と推察されたため、供給流量はQ=0.0282m³/minとした。また、現地実験の都合上、観測初日から装置稼動まで3週間あったため、その期間の供給流量はQ=0 m³/minとし、数値計算期間は、栄養塩濃度がほぼ定常となる100日間とした。

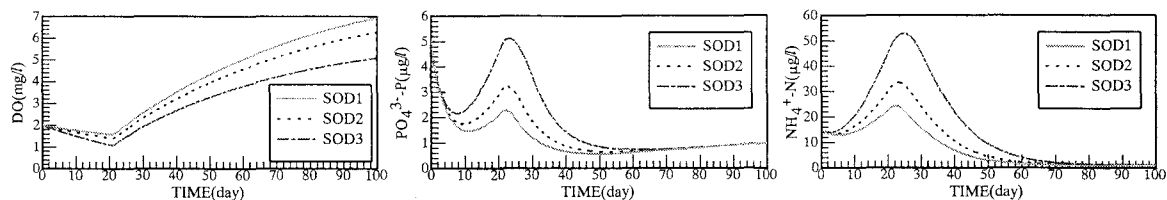
(4) 計算結果および考察

各計算パターンにおける数値実験結果をそれぞれ図-8に示す。図-8 a) より異なる最大酸素消費速度値に

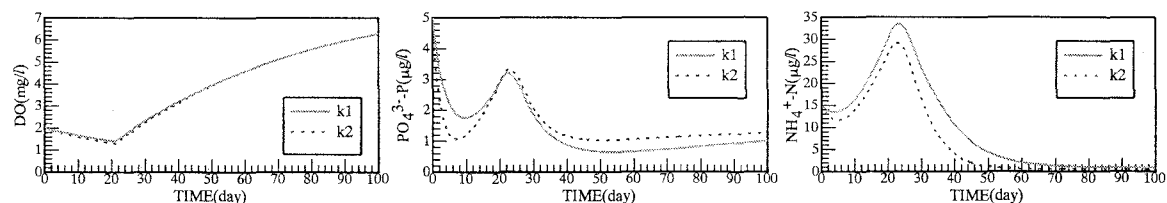
ついて比較すると、最大酸素消費速度が減少するとDO濃度は増加し、PO₄³⁻-P濃度は減少する。また、図-8 b) より異なる酸化速度係数について比較すると、係数の大きい方が装置稼動後のPO₄³⁻-P濃度が大きくなっている。これは k_f の増加に伴いFe²⁺の濃度が減少し、PO₄³⁻-Pを吸着する水酸化鉄の生成量が減少したためであると考えられる。さらに、図-8 c) より堆積物からの栄養塩最大溶出速度について異なる値で比較すると、栄養塩の最大溶出速度の減少は直接それらの濃度を引き下げており、DO濃度の増加が大きくなっている。以上のことから、堆積物の性状を改善し、最大酸素消費速度及び堆積物からの栄養塩の最大溶出速度が減少すると、DO濃度が増加し栄養塩濃度が減少することが示唆された。また、水温の上昇などにより栄養塩の酸化速度係数が増加した場合、Fe²⁺濃度によってはPO₄³⁻-P濃度が増加する可能性が指摘された。

また、いずれの条件下でもPO₄³⁻-P濃度は初期において極小値を取っているが、これは数値実験開始後10日間は酸化的な環境下での吸着が支配的であったのに対し、その後は堆積物からの溶出が影響を強めたことによるものである。表層水を供給し始めると吸着過程が卓越し濃度は減少して安定する。

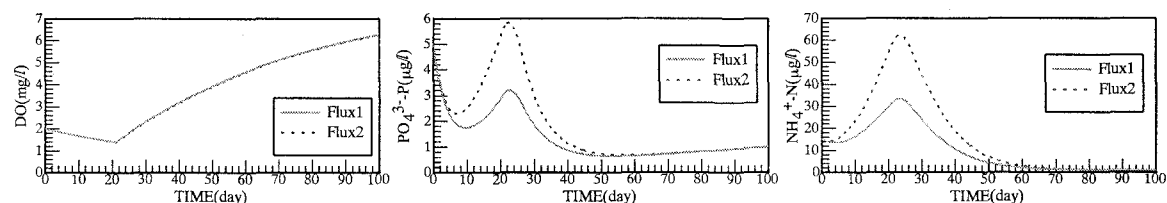
数値実験結果とStn.1における観測結果の比較を図-9に示す。数値計算期間は現地実験と合わせるため48日間とした。図より、計算結果は現地実験の結果を概ね再現しているといえる。計算開始後47日目で測定値のDO、PO₄³⁻-P濃度が共に増加したのは、水面冷却による鉛直混合に伴うものであると考えられる。今回使用したBOXモデルではこのような現象を再現する事は出来ないが、密度成層の消長は水質に多大な影響



a) 堆積物の最大酸素消費速度の比較



b) 栄養塩の酸化速度係数の比較



c) 堆積物からの栄養塩の最大溶出速度の比較

図-8 各条件の各パターンにおける数値実験結果

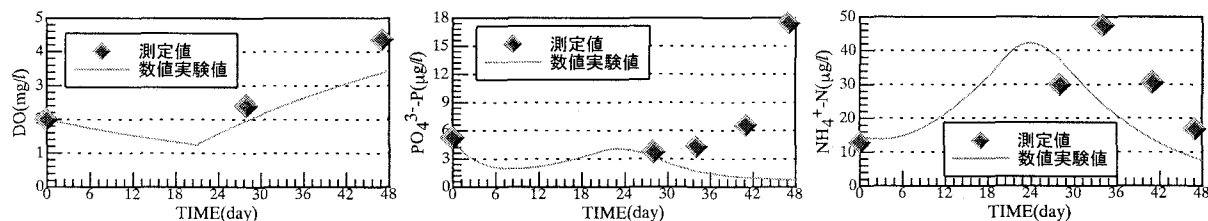


図-9 数値実験結果とStn. 1における観測結果の比較

を及ぼすため、今後は成層構造の再現も可能なモデルの構築が必要であると考えられる。

4. 結論

底層部へ表層水を供給するための現場型実験装置を田瀬ダムに設置し、水質改善効果を検討した。今回の実験では供給水の冷却が十分ではなかったが、底層においてDO濃度をわずかに増加させることが可能であった。またDO濃度の水平分布の観測結果から、表層水供給地点から少なくとも20m離れた地点までは本実験装置が有効であることが確認できた。また、数値計算の結果は観測結果を定性的には概ね再現していた。

本研究は、土木学会河川懇談会が行っている官学共同研究の一環として行われたものである。田瀬ダムに関するニーズの一つに自然エネルギーによる水質浄化法の開発があり、本報では底層への表層水供給による水質改善法について提案した。本法では底層の好気

化をはかり栄養塩の内部負荷を抑えようとする試みであるが、現状ではその有効範囲は狭いといえ、現場の水質改善を目的とする場合には複数台の設置が必要と考えられる。また、本実験対象となった田瀬ダム貯水池においては河川流入に伴う負荷も大きな影響を与えていると考えられるため、これらを視野に入れた複合的な水質改善策の策定が望まれる。

参考文献

- 1) 小松ら：波浪エネルギーを利用したダム湖・貯水池における水質改善法に関する現地観測，水工学論文集 vol.42, pp99-138, 1998.
- 2) 小松ら：表層水底層部連続供給による水質底泥改善技術，海岸工学論文集 vol.47, pp.1156-1160, 2000.
- 3) 小松ら：底層への表層水連続供給による貯水池の水質改善実験，水工学論文集 vol.45, pp.1207-1212, 2001.
- 4) 小松ら：底層への間欠的な表層水供給による水質改善効果の検討，水工学論文集 vol.44, pp.1113-1118, 2000

(2002. 4. 15 受付)