

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

WATER QUALITY RESTORATION BY INJECTING
INTERMITTENTLY SURFACE WATER INTO HYPOLIMNION

小松利光¹・中島信一²・岡田知也³・井上徹教⁴・井芹寧⁵
・長谷部崇⁶・藤田和夫⁷

Toshimitsu KOMATSU, Shinichi NAKASHIMA, Tomonari OKADA,
Tetsunori INOUE, Yasushi ISERI, Takashi HASEBE and Kazuo FUJITA

¹フェロー 工博 九州大学大学院教授 工学研究科海洋システム工学専攻 (〒812-8581 福岡市東区箱崎 6-10-1)

^{2,6} 学生員 九州大学大学院 工学研究科修士課程 (同上)

³ 正会員 博士 (工学) 運輸省港湾技術研究所 海洋環境部 (〒239-0826 横須賀市長瀬 3-1-1)

⁴ 正会員 工修 九州大学大学院助手 工学研究科海洋システム工学専攻 (〒812-8581 福岡市東区箱崎 6-10-1)

⁵ 西日本技術開発株式会社 環境部 (〒810-0004 福岡市中央区渡辺通 1-1-1)

⁷ 正会員 九州大学技官 工学部地球環境工学科 (〒812-8581 福岡市東区箱崎 6-10-1)

The problem that oxygen depletion observed in eutrophic natural lakes and reservoirs damages natural benthonic organisms and induces nutrient release from the sediment is becoming serious. For this problem, we proposed a method which transports surface water including a large amount of dissolved oxygen (DO) to a bottom layer in which DO is not usually enough. The effect of injection of surface water into hypolimnion on water quality restoration by this system has already been proved. In this study, we investigate the degree of water quality restoration in case of intermittent injection of surface water into hypolimnion by field experiments and numerical experiments.

From numerical experiments, we find that it is expected that the water quality can be restored, even if the period of supplying surface water is shorter than the period of supplying no surface water.

Key Words : water quality restoration, intermittent injection, nutrient release, reservoir,
natural energy

1. はじめに

ダム湖や貯水池などの閉鎖性水域では、富栄養化による水質悪化が大きな問題となっている。その原因の一つとして、夏期に形成される水温成層により底層部が貧酸素化し、堆積物からの栄養塩溶出量 (内部負荷) が増大することが挙げられる。この問題の解決策として、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水質改善技術が提案されている¹⁾。底層部に供給される表層水は熱交換器によって冷却され、堆積物直上に薄い好気的な層を形成する。堆積物直上の薄い好気層は堆積物からの栄養塩の溶出を抑制し、内部負荷は縮減される。これまでの隔離水界

を用いた著者らの研究により、本システムの内部負荷の縮減効果は非常に高いことが明らかにされている²⁾。

ところで、これまでの本システムに対する検討は連続的な表層水の供給に対するものであった。しかしながら、底層部への表層水供給システムのエネルギー源を、波浪エネルギーや太陽エネルギーといった自然エネルギーに求める場合には、連続的なエネルギー供給は蓄電池等を用いない限り期待できない。また、電力を用いた場合でも、連続稼働はコストの面から効率的ではない。

そこで本研究では、間欠的に表層水を底層部に供給した場合の水質改善効果について、現場実験と数値実験により検討を行う。

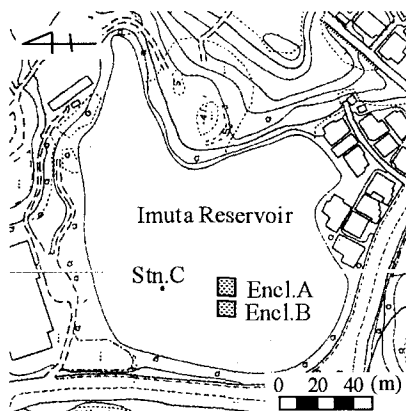


図-1 現場実験場所付近図

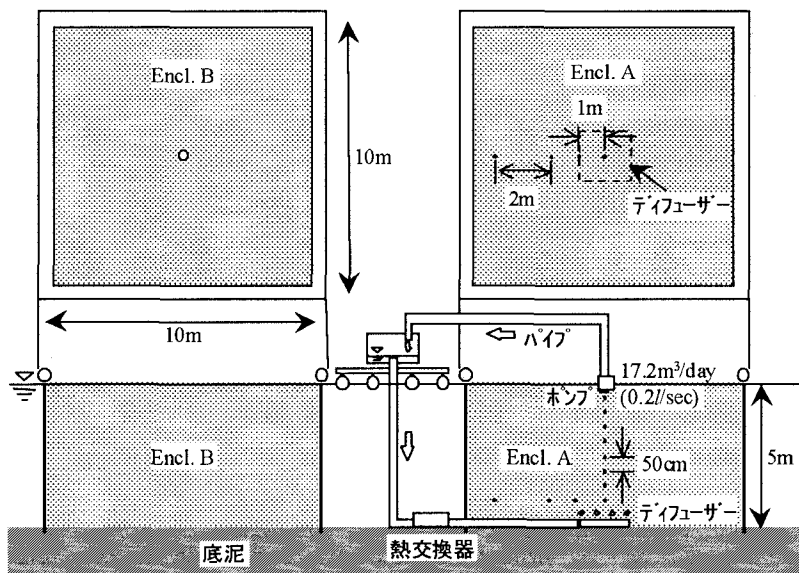


図-2 現場実験装置の平面図および断面図

2. 現場実験

(1) 隔離水界実験装置

福岡県糟屋郡久山町に位置する井牟田池において現場実験は行われた(図-1参照)。井牟田池は平均水深約5.0m、面積約15,000m²の小規模な貯水池であり、3月から10月までの期間は水温成層が発達して底層水は無酸素化する富栄養化した貯水池である。別途行った室内実験から、嫌気条件下での底泥からのリン酸態リン溶出速度は約17mg/m²/dayであることがわかっている。³⁾不透水性シルトフェンスで囲われた二つの隔離水界は池の中央部に設置されている。隔離水界の表面積は10m×10mであり、フェンスの底層接地部分は水の漏れが極力防げるように底泥中に埋められている。

二つの隔離水界(Encl.A, Encl.B)のうちEncl.Aのみが表層水供給システムを備えている。ポンプによって0.2l/secの割合で吸い上げられた表層水は、パイプを通して隔離水界の外側の底層に設置された熱交換器に送り込まれた後、隔離水界内の底層に設置されたディフューザーに送り込まれる。ちなみにこの割合で表層水を供給すると、隔離水界内の水は約1ヶ月間で循環する。熱交換器は格子状に繋がれた長さ2m、直径5cmの48本のアルミパイプからなっており、供給水を熱交換器内に約15分間滞留させることによって、供給水水温を底層部の水温に近づける。ディフューザーは水底から20cm上部に設置されており、水平方向に多数開けられた直径2mmの穴から約10cm/secの流速で供給水を噴出させることによって、底層水と放出水を緩やかに混合させる(図-2参照)。

(2) 水質の測定

水質の調査として、多項目水質センサーによる主要項目の調査と採水による分析調査を実施した。

a) 多項目水質センサーによる調査

Encl.A, Encl.Bの各々の中心部、ならびに隔離水界外部の固定点(Stn.C)の3点で、多項目水質計(HYDROLAB-DS4a)を用いて測定を行った。測定項目は、水温、電気伝導度、DO濃度、pH、濁度、酸化還元電位(ORP)、水深であり、鉛直方向に0.5m間隔で測定した。

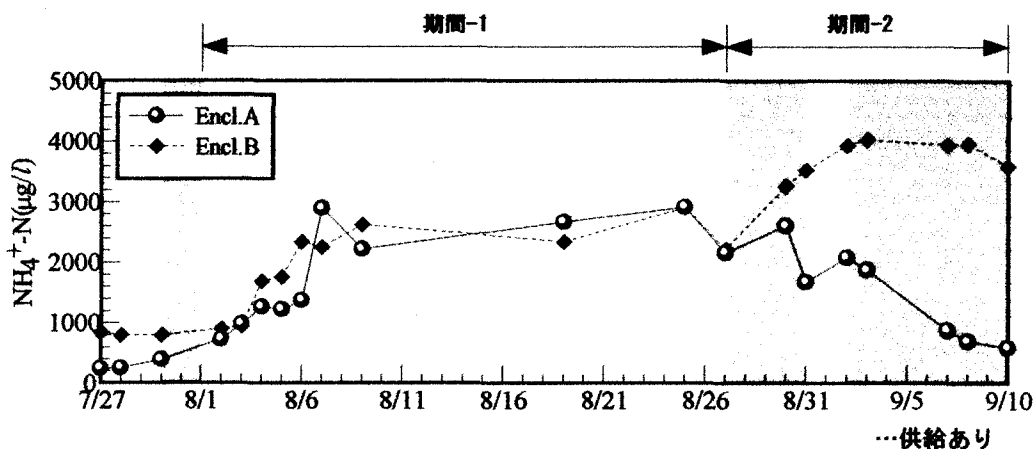
b) 採水による水質調査

採水はEncl.A, Encl.Bの中心部とStn.Cにおいて、それぞれ水底から50cmの高さで行われた。分析項目は、リン酸態リン(PO_4^{3-}P)、アンモニア態窒素($\text{NH}_4^+\text{-N}$)、溶存態鉄(D-Fe)、溶存態マンガン(D-Mn)の4項目である。分析方法は、 PO_4^{3-}P はモリブデンブルー法、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ はインドフェノールブルー法であり、D-Fe、D-Mnについては原子吸光法(日立、Z-8100)により分析を行った。

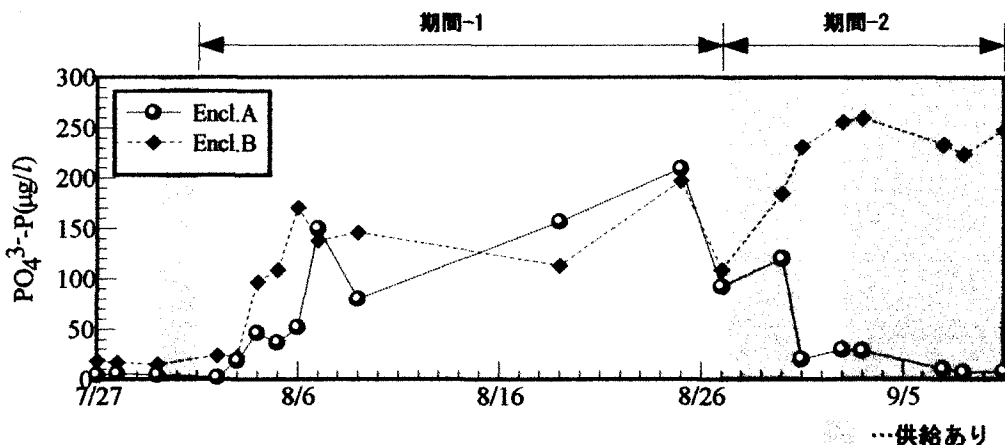
(3) 実験結果および考察

図-3(a),(b)はEncl.A, Bにおける水底から50cm地点の栄養塩($\text{NH}_4^+\text{-N}$, PO_4^{3-}P)濃度の1999年7月27日から9月10日までの時系列変動を示したものである。7月30日から8月1日まで供給は行われたが8月1日に取りやめ、8月26日までには供給を行わなかった。そして8月27日から再び供給を開始した。ただし、8月31、9月1日はポンプが故障したため供給が一時停止している。

形成されていた水温躍層や貧酸素層が6月29日の福岡地方の記録的な豪雨の影響により一旦消滅したため、Encl.A, B共に7月の栄養塩濃度は比較的小さな値を示している。7月を通して水温躍層が再形成され底層の貧酸素層が発達してきたため、8月初旬からはこれらの栄養塩の値は徐々に上昇している。その上昇率は、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ に対しても PO_4^{3-}P に対してもEncl.A, B共にほぼ同じである。 PO_4^{3-}P に関しては、8月1日までは低い値に留まっていたものが、8月2日以降から急激な増加を見せている。7月27日以前のシステム調整に伴う不定期なシステムの稼働が原因の一つと考えられ



(a) $\text{NH}_4^+\text{-N}$



(b) $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$

図-3 Encl.A,Bにおける水底から50cm地点の栄養塩 ($\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$) 濃度の時系列変動

るが、現時点ではその理由は不明である。

8月27日にEncl.Aの供給を開始すると、Encl.Bの $\text{NH}_4^+\text{-N}$ と $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ は共に依然として増加し続けるのに対し、Encl.Aの $\text{NH}_4^+\text{-N}$ と $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ は減少傾向に転じる。 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 共に供給開始後の8月30日の濃度が一旦大きくなっているが、これは表層水の供給を再開する直前までの約1ヶ月の間、表層水供給システムの一部であるパイプ、熱交換器およびディフューザーの中に水が滞留していたため水質が悪化し、その水が実験再開直後にディフューザーから放出されたためと考えられる。

供給によって底層の栄養塩濃度が比較的小さな値になって安定するまでの時間オーダーは、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ は2週間程度、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ は4日程度である。この減少速度の違いは、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ は水中での酸化鉄の吸着により濃度が急減するのに対して、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ は生物反応によるため比較的緩慢に減少すると考えられる。

3. 数値実験

前述の現地実験のデータをもとに簡単なBOXモデルによる数値実験を行い、供給パターンの変化が水質に及ぼす影響について定量的に評価する。

(1) 数値モデル

数値実験には、DO、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 、二価鉄(Fe^{2+})に関するボックスモデルを用いた。モデルの概要を図-4に示す。計算領域は現地実験を行った井牟田池隔離水界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底泥近傍のごく薄い層(Layer2、水深4.5m以深)とその上の貧酸素層(Layer1、水深2.5~4.5m)を対象とした2BOXモデルとした。図中のOはDO、Pは $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 、Feは Fe^{2+} の各濃度を表し、添え字のSは表層、1はLayer1、2はLayer2を表す。

Layer1、Layer2におけるDOの収支はそれぞれ次式で表される。

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

$$- \frac{k}{4} \cdot O_1 \cdot \text{Fe}_1 \cdot V_1 - k_b \cdot O_1 \cdot V_1$$

$$V_2 \cdot \frac{dO_2}{dt} = Q \cdot O_s - Q \cdot O_2 - \frac{k}{4} \cdot O_2 \cdot \text{Fe}_2 \cdot V_2 \quad (2)$$

$$- A \cdot \text{SOD} - k_b \cdot O_2 \cdot V_2$$

ここで、 Q : 表層水の供給流量 (m^3/min)、 k : Feの酸化速度定数 ($\text{m}^3/\text{mmol}/\text{min}$)、 k_b : Feの酸化以外による酸素消費速度

表-1 各定数値

Definition		Value	Unit
PO ₄ ³⁻ -Pの最大溶出速度	$Flux_p(max)$	0.00027	mmol/m ³ /min
Fe ²⁺ の最大溶出速度	$Flux_{Fe}(max)$	0.0089	mmol/m ³ /min
堆積物の最大酸素消費速度	$SOD(max)$	0.043	mmol/m ² /min
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	1.0	m ³ /mol
Fe ²⁺ の酸化速度係数	k	0.00018	m ³ /mmol/min
Fe ²⁺ の酸化以外による酸素消費速度係数	k_b	0.00069	1/min
Layer.1の体積	V_1	200	m ³
Layer.2の体積	V_2	50	m ³
表層におけるDO濃度	O_s	250	mmol/m ³
表層におけるPO ₄ ³⁻ -P濃度	P_s	0.16	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	0.012	m ³ /min

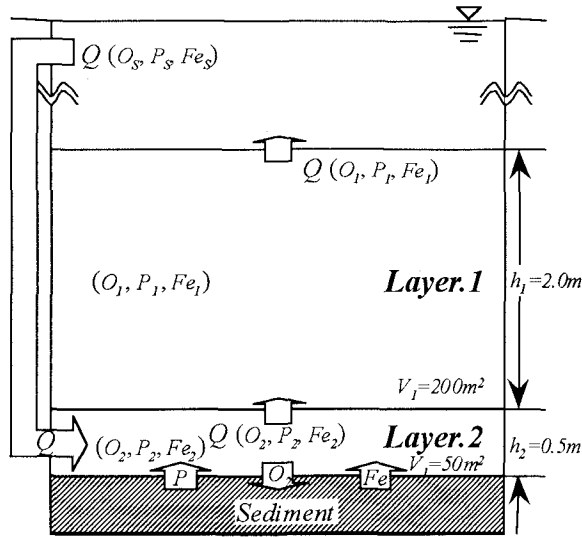


図-4 モデルの概念図

定数 (1/min), A: 対象水域の面積 (m²), SOD: 堆積物による酸素消費速度 (mmol/m²/min), V₁: Layer.1の体積 (m³), V₂: Layer.2の体積 (m³) である。なお, SODはDOの関数で, モノ一型で与えられた。

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

ここで, SOD(max): 堆積物による最大酸素消費速度 (mmol/m²/min), K: 半飽和定数 (mmol/m³) である。

PO₄³⁻-Pの収支はそれぞれ次式で表される。

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

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

ここで, α : 水酸化鉄1モルに吸着するPO₄³⁻-Pのモル数 (mol/mol), β : 水酸化鉄とPO₄³⁻-Pの吸着速度定数 (m³/mmol), Flux_p: 堆積物からのPO₄³⁻-Pの溶出速度 (mmol/m²/min) である。ただし, Flux_pはDOの関数であり, DOが高くなるにつれて堆積物からのPO₄³⁻-Pの溶出速度が遅くなるとして, 次式で表すことにする。

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

ここで, Flux_p(max): 堆積物からのPO₄³⁻-Pの最大溶出速度 (mmol/m²/min) である。ただし, DOが2mg/l以上ではPO₄³⁻-Pは堆積物から溶出ししないとする⁴⁾。

Fe²⁺の基礎式は次式で表される。

$$V_1 \cdot \frac{dFe_1}{dt} = Q \cdot Fe_2 - Q \cdot Fe_1 - k \cdot O_1 \cdot Fe_1 \cdot V_1 \quad (7)$$

表-2 計算ケース

Case-1	表層水の供給を開始してから4日目に供給を停止し, 2日後に再び表層水の供給を行った場合
Case-2	連続的に表層水の供給を行った場合
Case-3	天候が晴天でソーラーシステムが毎日稼動した場合 (稼動時間は1日あたり12時間)
Case-4	最初の12時間だけ表層水を底層部に供給した場合

$$V_2 \cdot \frac{dFe_2}{dt} = Q \cdot Fe_s - Q \cdot Fe_2 + A \cdot Flux_{Fe} - k \cdot O_2 \cdot Fe_2 \cdot V_2 \quad (8)$$

ここで, Flux_{Fe}: 堆積物からのFe²⁺の溶出速度 (mmol/m²/min) である。ただし, Flux_{Fe}もDOの関数であり, DOが高くなるにつれて堆積物からのFe²⁺の溶出速度が遅くなるという性質を次式で表すことにする。

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

ここで, 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。

(2) 計算条件および計算ケース

採用した各定数値と計算ケースを表-1, 2に示す。Case-1では現地実験の期間-2(図-3)の再現を試みた。よって, 表層水の供給を開始してから4日目に供給を停止し, その2日後から再び表層水の供給を行った。Case-2は連続的に表層水を底層部に供給した場合, Case-3は天候が晴天でエネルギーのソーラーシステムが毎日稼動した場合(稼動時間は1日あたり12時間), Case-4は最初の12時間のみ表層水を底層部に供給した後, 表層水供給を停止した場合である。また, PO₄³⁻-P濃度の初期値については, 今回行われた現地実験

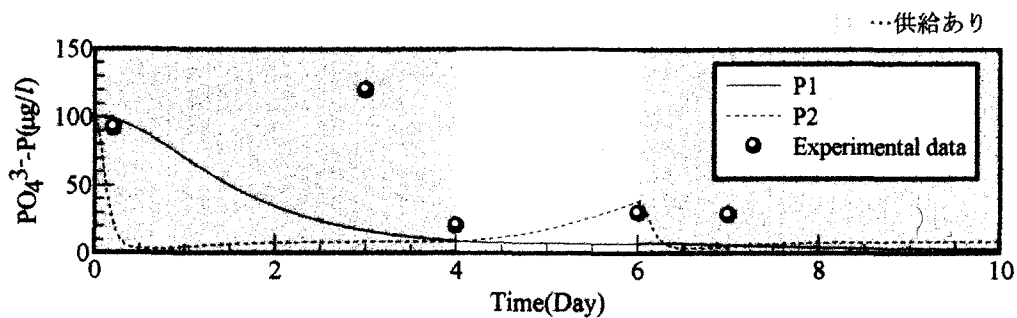


図-5 現場実験の状況を再現した場合に対する $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 濃度の経時変化

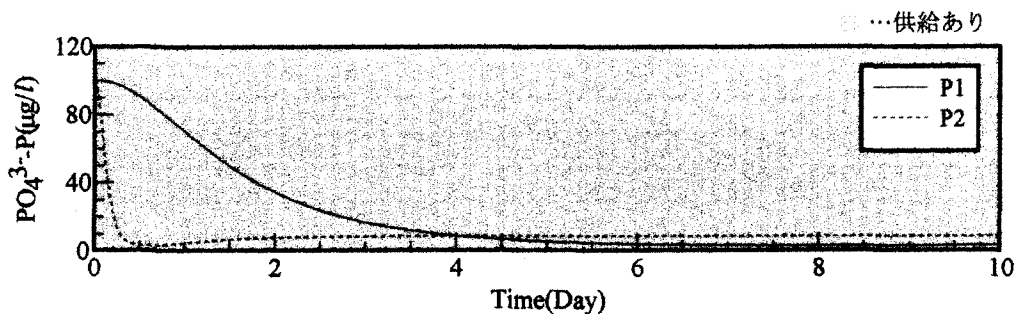


図-6 連続的に供給を行った場合に対する $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 濃度の経時変化

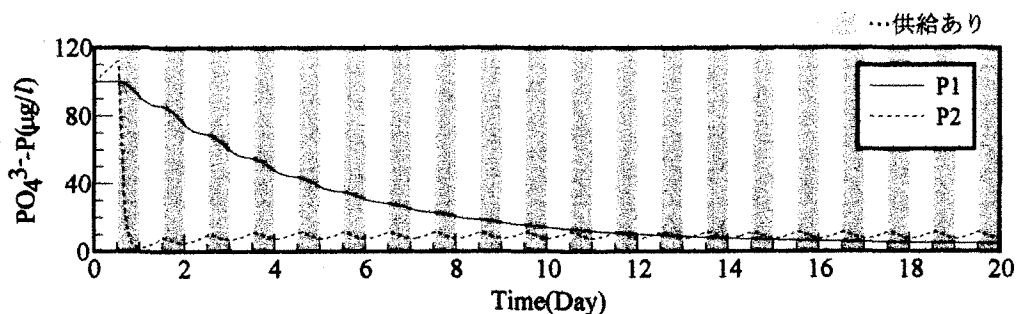


図-7 12時間ごとに供給を行った場合に対する $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 濃度の経時変化

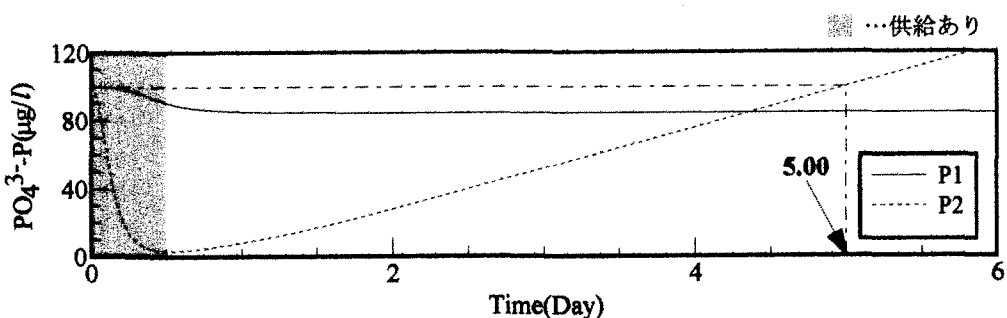


図-8 最初の12時間だけ供給を行った場合に対する $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 濃度の経時変化

において測定された実測値である $100\mu\text{g/l}$ を用いた。

(3) 数値実験の結果および考察

図-5にCase-1における $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 濃度の計算結果を示す。図中のプロットは現場実験によって得られたEncl.Aにおける底泥上50cm地点の値であり、Layer.1とLayer.2の境界付近の値に相当する。よって、値の大きさはLayer.2に近いものの、供給開始直後のLayer.2の急激な減少傾向は現れていない。これは前述の理由によるものと思われる。Layer.1の濃度は時

間の経過に伴い減少傾向を示すが、4日目以後は定常状態となる。その後、2日間の表層水の供給停止があっても、Layer.1の濃度は増加することなしに一定に保たれている。再び供給を開始しても、濃度は若干減少する程度であり、2日間の表層水の供給停止の影響はLayer.1の $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 濃度に関してはそれ程大きくないことが分かる。Layer.2では実験開始後約半日で $5\mu\text{g/l}$ 以下に急激に減少している。これは、嫌気条件下では Fe^{2+} 濃度が高く、表層水供給直後に $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 生成量が急増し、それによって $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ の吸着量が増加するためであ

る。その後、濃度の若干の増加が見られるが、これは表層の PO_4^{3-}P 濃度の方が大きいためである。4日目から6日目にかけて表層水の供給を停止すると濃度は約 $40\mu\text{g/l}$ に増加するが、表層水の供給を再開すると再び激減し8日目以降は約 $10\mu\text{g/l}$ に安定する。

図-6はCase-2に対する PO_4^{3-}P 濃度の経時変化である。Layer1は時間の経過に伴い減少し、6日目には約 $3\mu\text{g/l}$ で定常状態となる。また、Layer2は実験開始から約半日で $5\mu\text{g/l}$ 程度まで減少し、若干増加した後、表層の濃度である $10\mu\text{g/l}$ で一定となる。Layer1とLayer2を比較すると、供給開始直後はLayer2の方が急激に減少して小さな値を示すが、定常値はLayer1の方が低い濃度になる。このことはLayer1に比べLayer2の方が表層水の影響を直接受けることから、表層水の濃度の影響が大きくなっているためと考えられる。

図-7にCase-3における PO_4^{3-}P 濃度の経時変化を示す。Layer1は、供給を行っている場合は当然のことながら減少し、供給を停止している場合でも緩やかに減少する。Layer1の濃度の減少率は図-6の連続供給の場合と比較すると小さいが、定常値はほぼ同じであることが分かる。Layer2の濃度は、供給直後に数 $\mu\text{g/l}$ まで激減し、その後は供給時には減少、供給停止時には増加を繰り返すものの、 $10\mu\text{g/l}$ で安定する。したがって、時間間隔が12時間程度の間欠供給ならば、定常状態になるまでの速度は小さくなるが定常状態はほぼ同じ濃度となることが分かる。また、供給開始から1日目と2日目以降の供給停止時の濃度の増加率を比較すると、1日目の増加率の方が大きい。これは、1日目のLayer2は無酸素状態であったため堆積物からの PO_4^{3-}P の溶出速度が最大値であったのに対し、2日目以降は、供給停止直前までの表層水の供給の効果のためDOがある程度存在し PO_4^{3-}P の溶出が抑制されたためと考えられる。

図-8にCase-4における PO_4^{3-}P 濃度の経時変化を示す。Layer1の濃度は12時間の供給によって約 $15\mu\text{g/l}$ 減少し、2日目以降は供給を停止しているのにもかかわらず一定の濃度を保つ。また、Layer2の濃度は供給の開始直後に効果が現れ、12時間で $5\mu\text{g/l}$ 程度にまで減少する。しかし、供給を停止すると、濃度は徐々に増加し、実験開始後5日目に初期値 $100\mu\text{g/l}$ に戻る。したがってこのことから、供給システムが5日間以上連続して停止することなく、5日間の内の少なくとも半日間はシステムを稼働させれば、水質は改善される方向に進むことが分かる。逆に、供給システムの駆動のためのエネルギー源を太陽エネルギーとした場合、長雨によって5日間以上連続してシステムが稼働できないような状況になると、せっかくこれまで抑制してきた栄養塩溶出も無意味なものになってしまうことになる。

4. 結論

現場実験の結果より、表層水を底層部に供給することにより水質改善効果が現れて定常状態となる時間のスケールは $\text{NH}_4^+\text{-N}$ は2週間程度、 PO_4^{3-}P は4日程度であることが

分かった。しかしながら、数値モデルを用いて底泥直上部の PO_4^{3-}P について検討したところ、水質改善効果の時間スケールは半日程度であることが示された。数値実験結果から井牟田池と同じ程度富栄養化した水域に対しては以下のことが期待される。

- ・表層水の供給により生じる底泥直上の薄い微好気層の存在が栄養塩の溶出の抑制に重要な役割を果たしている。
- ・水質改善に要する時間は供給停止後の水質悪化に要する時間よりも短いため、たとえ表層水供給期間が供給停止期間より短くても水質改善効果が期待できる。
- ・時間間隔12時間の間欠供給でも水質改善効果の持続は十分期待できる。
- ・5日間のうち最低でも半日間システムを稼働させれば、少なくとも水質は改善される方向に進む。

また、今回現場実験を行った井牟田池の100倍程度の水域(約 1km^2)を想定すると、本水質改善システムによる底層部への表層水の供給流量は 2000l/sec 必要となる。この供給流量を維持するためには約 10000W の電力が必要となるが、この程度の電力は延べ面積が約 60m^2 のソーラーパネルで賄うことができる。このような施設の設置が可能ならば、今回現場実験を行った井牟田池の100倍程度の水域においても十分な水質改善効果が期待される。

謝辞:本研究を行うに当たり貴重な助言をいただいた運輸省港湾技術研究所海洋環境部中村由行海水浄化研究室長、井牟田池の使用を快諾していただいた久山カントリークラブ(柿添万吉支配人)ならびに現地観測で献身的に協力していただいた九州大学建設都市工学科4年生の西元誠君に深甚なる謝意を表します。また、水質分析に関して福岡市保健環境研究所環境科学課の皆様にご協力を頂いた。なお、本研究の遂行にあたっては平成11年度科学研究費補助金(基盤研究B)の補助を受けた。ここに記して謝意を示す。

参考文献

- 1) 小松利光、岡田知也、丸井茂俊、松永陽一郎、藤田和夫、柴田敏彦: 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、No.42, pp.727-732, 1998.
- 2) 小松利光、岡田知也、中村由行、中島信一、長谷部崇、藤田和夫、井芹寧: 閉鎖性水域底層への表層水供給による水質改善効果、海岸工学論文集、No.46, pp.1111-1115, 1999.
- 3) 井上徹教、足立義彦、中村由行、小松利光: 底泥からのリンの溶出に及ぼす流動・溶存酸素(DO)および硝酸濃度の影響、年次学術講演会講演概要集 第7部, No.53, pp.514-515, 1998.
- 4) 中村由行、井上徹教、山室真澄、神谷宏、石飛裕: 未攪乱底泥コアを用いた連続培養系での酸素消費・溶出実験、海岸工学論文集、No.43, pp.1091-1095, 1996.

(1999. 9. 30 受付)