

I-26 底泥—水間の物質移動に関する調査

研究予算：運営費交付金（治水勘定）

研究期間：平 13～平 17

担当チーム：水質チーム

研究担当者：鈴木 穰、阿部 千雅

【要旨】

湖沼等の閉鎖性水域では、流域からの流入及び内部生産によって生じる汚濁物質は、水との界面付近の底泥に蓄積することが多く、また、底層環境の季節変化等によっては底泥から溶出することにより水質に悪影響を及ぼすことがある。このため、底泥と水が存在する環境下における汚濁物質の挙動を解明することは、健全な水環境の保全のために重要な課題である。本調査は、富栄養化対策の観点から底泥—水間の栄養塩類の移動現象を解明することを目的としている。

平成 13 年度から平成 17 年度にかけて富栄養化の現象がみられる湖沼やダム貯水池における現地調査、底層環境改善実験、及び、採取した底泥サンプルを用いた室内実験などを行うことにより、以下の成果を得た。

- 1) 底質からの栄養塩溶出機構については、底層水の環境条件が底泥間隙水濃度や溶出速度に与える影響、底泥性状と溶出の関係、湖水流動に伴う底泥巻き上げ時の溶出特性を明らかにした。
- 2) 溶出量推定方法の開発については、土木研究所が共同研究で開発した DO、ORP センサー等による連続測定をベースとした水柱及び底泥表層の水質モニタリングシステムを用いることにより、溶出速度推定に有効な指標を抽出するとともに、溶出量推定のためのモデルを構築した。
- 3) 溶出試験方法については、現存マニュアルには記載されていない重要なポイントについて整理し提案した。

キーワード：底泥、栄養塩、溶出、DO、ORP、モニタリング

1.はじめに

流域からの汚濁負荷の他に、底泥からの汚染物質の溶出が水質改善の遅れの原因となっており、また同時に、棲息する生物環境にも悪い影響を与えている。効果的な底泥の対策を立てるため、また、将来の水質を予測するために、底泥に含まれる栄養塩類等の汚染物質の変化機構を解明し、底泥が水質に与える影響を評価する手法の確立が求められている。

このため本調査においては、①底泥からの栄養塩などの溶出機構の解明、②底泥から水への栄養塩等溶出量推定方法の提案、③底泥からの栄養塩等の溶出量推定のための試験方法の提案、を達成目標として平成 13 年度より 17 年度までの期間研究を行った。

2.底質からの栄養塩溶出機構

2.1 底質性状の季節変動と溶出に与える影響因子

国土交通省東北地方整備局所管の三春ダムの牛糞前貯水池を調査対象域とした。本ダムとの分離堰からそれぞれ 50m、150m、230m 離れた貯水池内の A、B、C の 3 地点を対象に、2003 年 12 月、2004 年 1 月、3 月、5 月、7 月、10 月の計 6 回採取した底泥及び底層水を対象として、底泥性状の季節変動と底層の環境条件を調査した。採泥地点を図 2.1-1 に示す。底泥サンプルの採取は直径 4cm の

アクリル樹脂製重力式コアサンプラーを用いて行った。直ちに実験室に持ち帰り、直上水を静かに除去した後、湿潤窒素ガスを連続的に導入したグローブボックス内にて底泥を表層から 2cm ずつ切り分けた。遠心分離によって底泥から間隙水を分離し、TN、NH₄-N、NO₃-N、NO₂-N、TP、PO₄-P、TOC を分析するとともに、固形分については有機物量、炭素、窒素、形態別リンの含有量について分析を行った。また、別途採取した底層水試料について、水温、DO、ORP の観測及び TN、D-TN、NH₄-N、NO₃-N、NO₂-N、TP、D-TP、PO₄-P、SS、TOC の分析を行った。

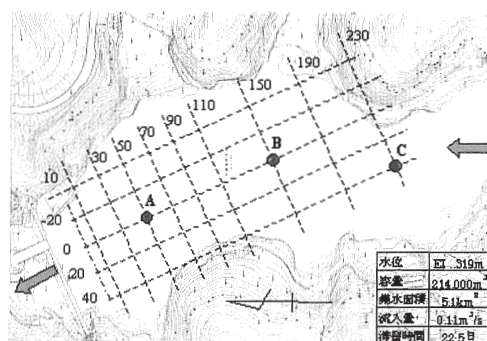


図 2.1-1 採泥地点

(1)底層水および間隙水の濃度

図 2.1-2 に底層水水質の季節変動を、また図 2.1-3 に間隙水中の栄養塩類等濃度の鉛直分布の季節変動を示す。

前貯水池の水温分布から、5月から7月にかけて成層期であり、それ以外の期間は循環期であることがわかる。底層水における DO 濃度はこれに対応し、成層期において 0mg/L となったが、循環期においては 6mg/L 以上となっていた。

間隙水の濃度については以下のような傾向が見られた。

溶解性 TOC 濃度は、底層水の DO 濃度が 0 となった 7月に、表層付近の 10cm の深さまでの層において顕著に上昇した。また、これに呼応するように、同様の箇所において PO₄-P 濃度の上昇が見られた。

一方、NH₄-N 濃度は、深部において濃度が高い傾向にあり、その濃度は、水温が高いほど高い傾向にあった。さらに、底泥深さ 15cm 位から表層にかけて濃度勾配が見られ、この勾配は底層水 NH₄-N 濃度が高い時には小さく NH₄-N 濃度が低い時には大きくなる傾向が見られることから、水中への拡散が大きく影響していると推察される。

NO₃-N 濃度は、底層水の DO 濃度が高かった期間(12月から3月)において徐々に上昇する傾向が見られ、3月には、表層近くで生成された NO₃-N が深部に拡散している状況が観察された。なお、底層水 NO₃-N 濃度との関連はあまり見られなかった。

底層水の濃度変化については、底泥間隙水中濃度との関係から、以下のことが考察される。

底層水 NH₄-N 濃度は、成層期において上昇が見られるが、これは、底泥中で生成された NH₄-N が拡散により底層に供給されているためであると考えられる。

底層水 PO₄-P 濃度については、成層期において顕著な増加が見られておらず、底泥間隙水中の顕著な濃度上昇からは説明がつかない。しかし、成層期においても底層水中に NO₃-N 存在していることから、底泥の極く表層が還元状態とならず、PO₄-P の鉄酸化物への吸着がこの部分で生じたため、底層水への溶出が抑えられたものと考えられる。

これらより、以下のような溶出機構が考えられる。

- ・底層水 DO 濃度が低下すると、表層近くの底泥が好気状態から嫌気状態になり、有機物の嫌気分解が生じて、溶解性 TOC 濃度が上昇する。一方、底層水の DO 濃度が高まると、間隙水中の溶解性 TOC 濃度は低下する。なお、後述するが、この反応は水温の影響も受けていると考えられる。
- ・間隙水中の PO₄-P 濃度は、ほぼ溶解性 TOC 濃度と同様の傾向を示す。これは有機物(TOC)生成による還元

力によってリン酸の金属塩が還元され、PO₄-P の溶出をもたらすものと考えられる。

- ・間隙水中の PO₄-P 濃度が高まった場合でも、底層水中に NO₃-N が存在すれば、底泥の極く表層が還元状態とならず、この部分での金属酸化物等への吸着が生じて、底層水への溶出が抑えられる。
- ・間隙水中の NH₄-N 濃度は、水温が上昇すると有機物の分解により全体的に増加し、拡散により底層水へ輸送される。
- ・底層水に DO 濃度が存在する場合、NO₃-N は硝化反応により底泥表層において生成され、底泥の深部に向かって拡散する。

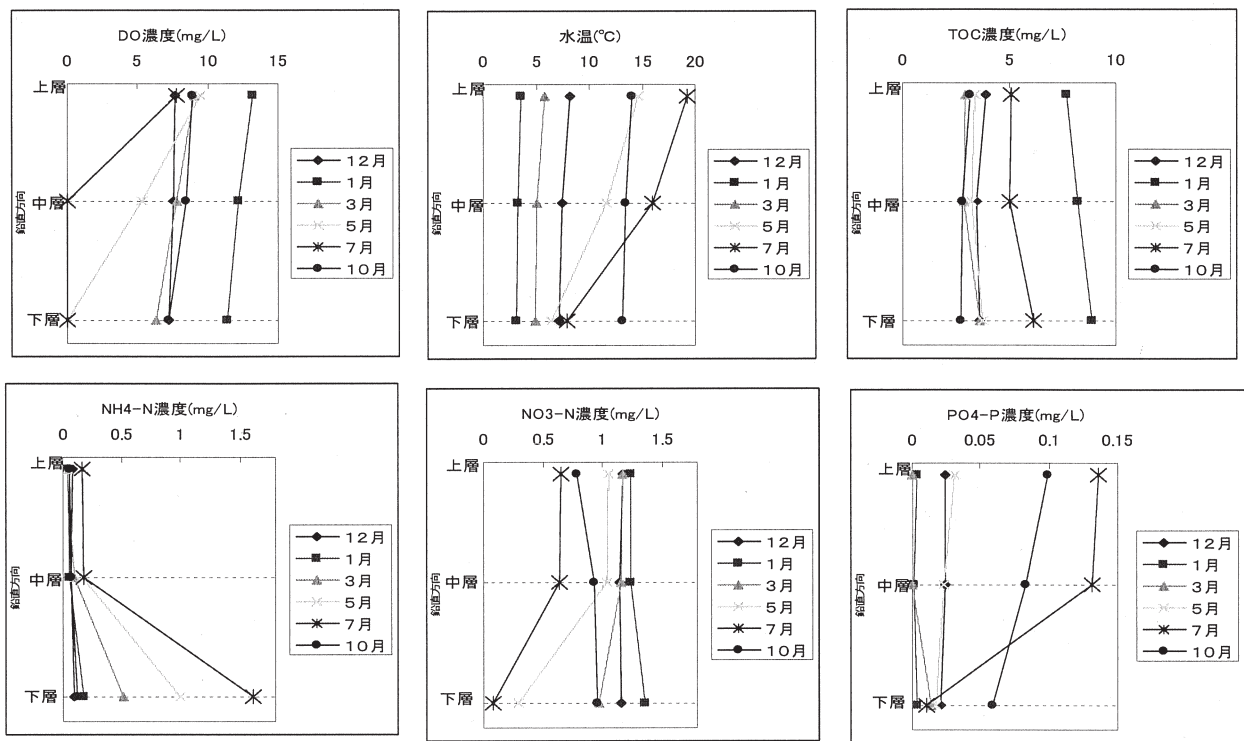


図 2.1-2 湖水水質鉛直分布の季節変動

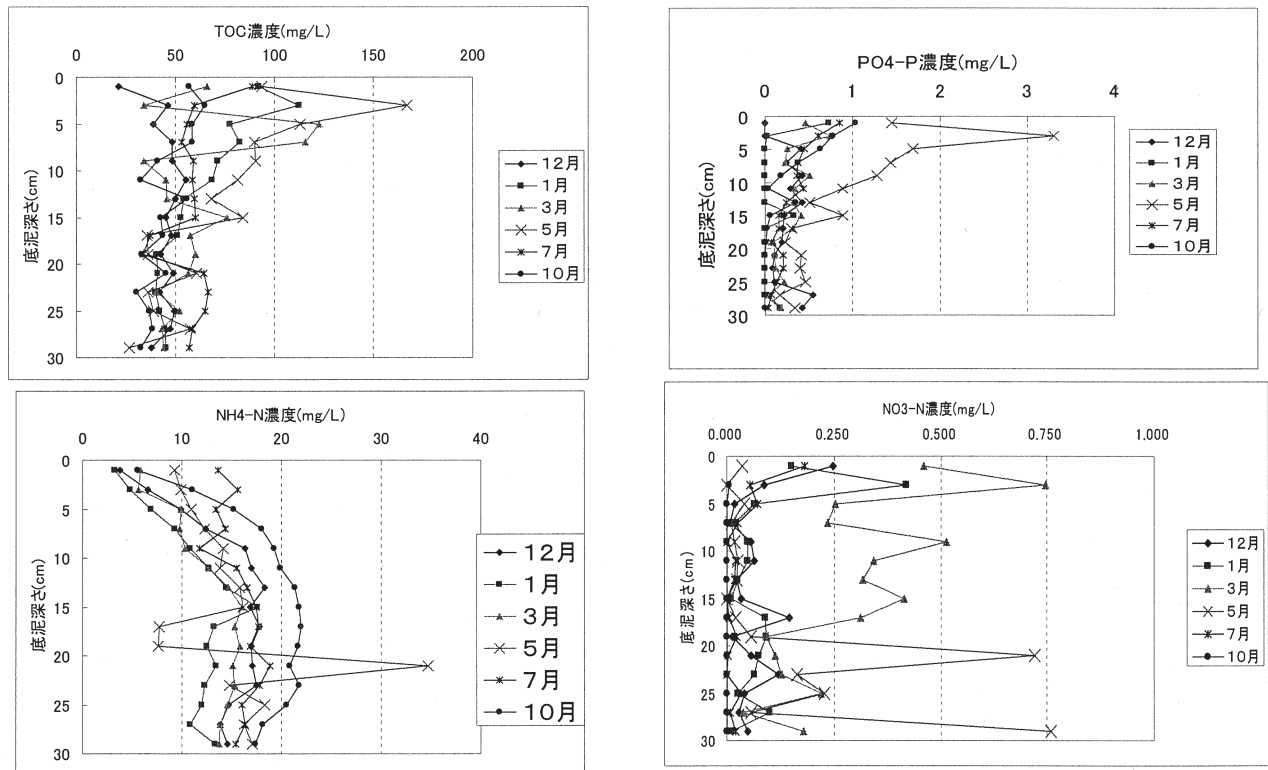


図 2.1-3 間隙水中の栄養塩濃度鉛直分布の季節変動

(2) 底泥含有量

① 有機物含有量の鉛直分布

図 2.1-4 に、A 地点の底泥中有機物含有量の鉛直分布を示す。いずれの採泥時期においても有機物含有量の値は表層から下層に向けて減少している。また季節変動はほとんどみられない。

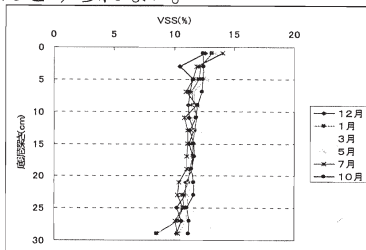


図 2.1-4 底泥中有機物含有量の鉛直分布

② 炭素、窒素、水素の含有量鉛直分布

図 2.1-5 に、A 地点の底泥中における炭素、窒素及び水素の鉛直分布を示す。炭素は下層に近づくに従って減少する傾向を示しているのに対し、窒素と水素については鉛直方向による変化は見られなかった。表層、中層及び下層における炭素の含有量は、それぞれ 2.5%、2.0% 及び 1.5% であり、窒素 (0.1%) と水素 (1.2%) に比べて高くなっている。季節的な変化は炭素の方で見られた。

③ リンの形態別含有量鉛直分布

図 2.1-6 に、A 地点の底泥中における形態別リン含有量の鉛直分布を示す。またこれらの図から上層、中層及び下層の 3 層における各形態別のリンの季節変化について描いたものを図 2.1-7 に示す。

底泥固体粒子における全リンの含有量は、下層に近づくに従って徐々に減少しており、表層では 1.8(mg-P/g-dry)、下層では 0.8(mg-P/g-dry)であった。有機態リンも、鉛直方向では下層に近づくにつれて減少し、表層が 0.5(mg-P/g-dry)、下層が 0.25(mg-P/g-dry)であった。

Al 型リン、Fe 型リン及び Ca 型リンも下層に近づくにつれて減少している。Al 型リンが表層では 0.6(mg-P/g-dry)であったのに対し、下層では 0.4(mg-P/g-dry)と減少した。Fe 型リンについては、表層と下層でそれぞれ 0.4(mg-P/g-dry)と 0.25(mg-P/g-dry)の値を示した。

一方無機態リンの内訳をみると、表層から下層に行くにつれて Al 型リンの含有量は若干ではあるが増加しているのに対し、Ca 型リンは有意な変化は認められなかった。

難溶性リンについても含有量は下層に近づくにつれて減少する傾向にあり、表層と下層での含有量がそれぞれ 1.25(mg-P/g-dry)と 0.4(mg-P/g-dry)であった。

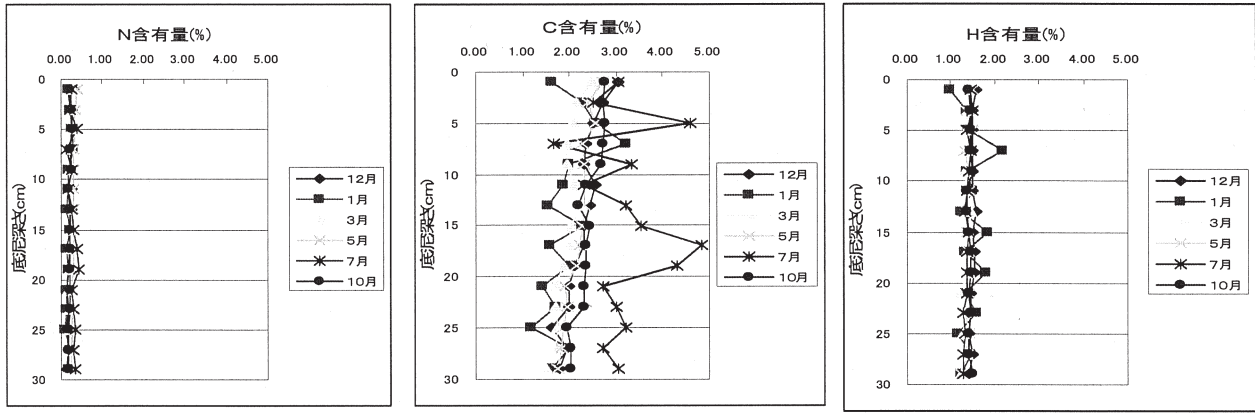


図 2.1-5 窒素, 炭素, 水素の底泥含有量鉛直分布

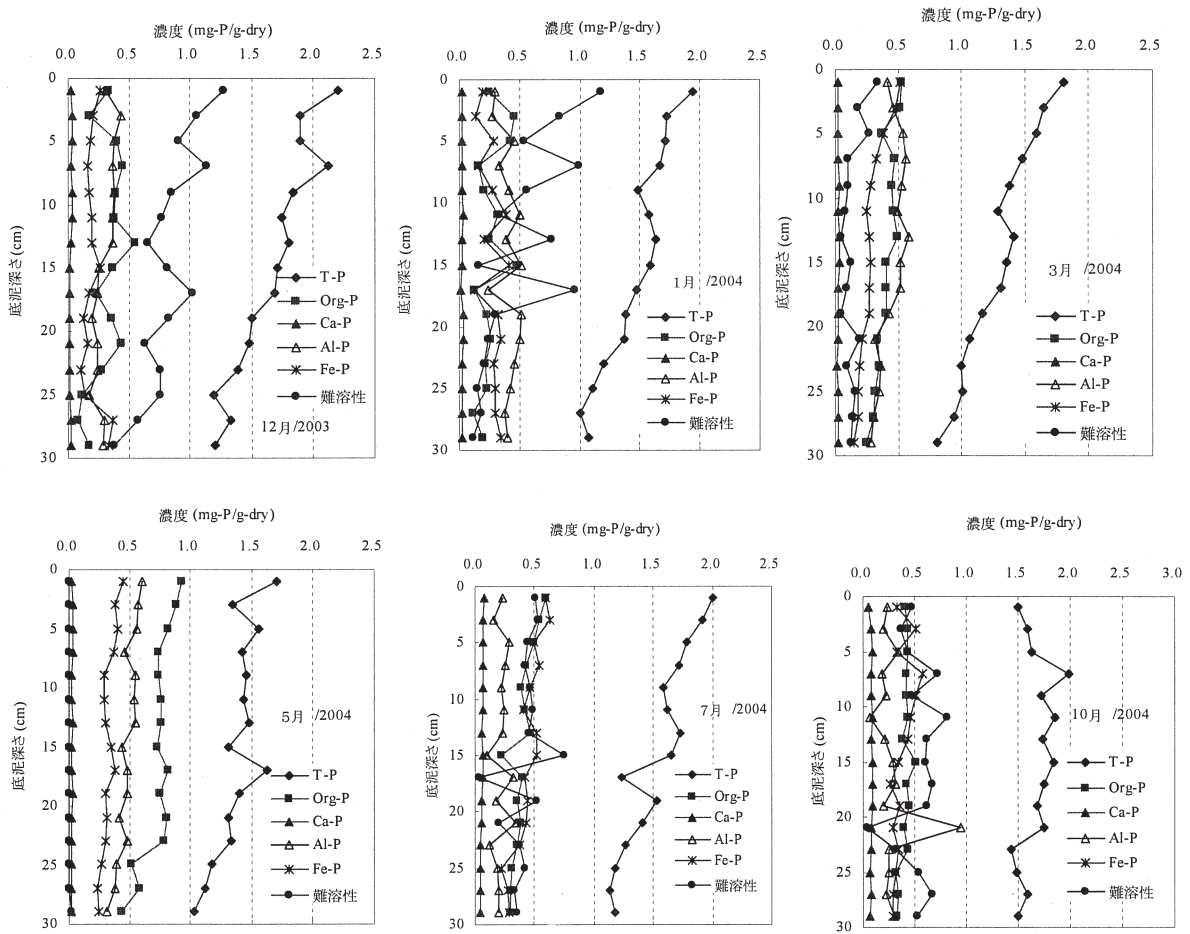


図 2.1-6 形態別リン含有量の鉛直分布 (月別)

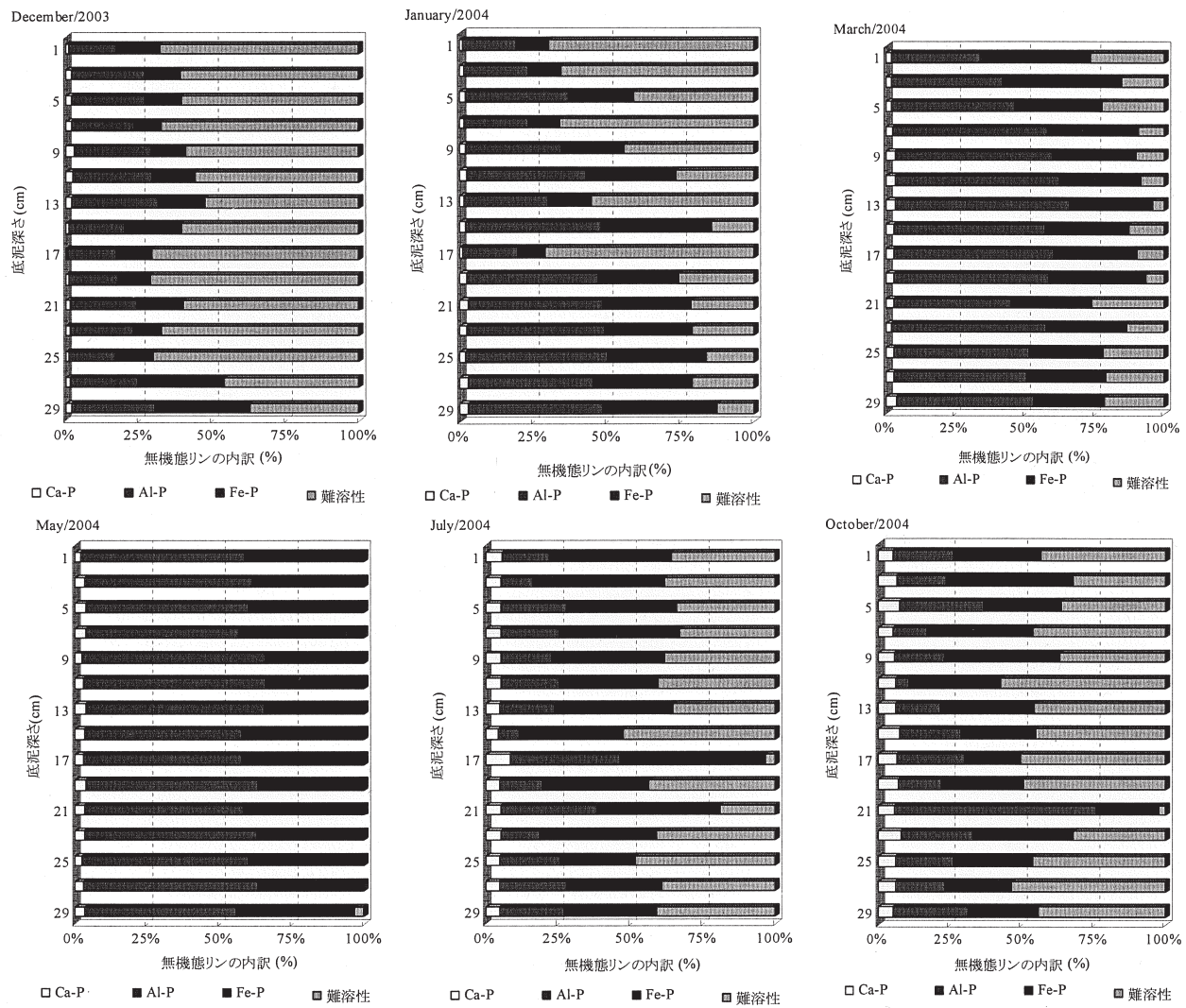


図 2.1-7 無機態リン内訳の鉛直分布 (月別)

(3) 溶出ポテンシャル

コア採泥器にて採取した底泥を用いた回分式溶出実験を行い、窒素やリンの溶出挙動が、どのように変化するかを溶出速度と溶出量の視点から検討した。ここでは、リンの結果について報告する。

① 実験方法

牛糞前貯水池で2003年12月、2004年1月、3月、5月、7月及び10月に採取した底泥サンプルを用いて回分式溶出実験を行った。表層0~2cm、中層14~16cm及び下層28~30cmの3層(以下、それぞれSL、ML及びBLと称す)としてサンプルを窒素雰囲気の中で切り出し、嫌気と好気の下で行った。各々の底泥層の遠沈泥を2g秤とって300mlのpH調整済みのMilli-Q水(嫌気の場合では脱酸素済みのMilli-Q水)を入れた反応器(500mlの三角フラスコ)に加えたのち、反応器を10秒程度激しく振り混ぜ、光を遮断した条件下で振盪(120rpm)を開始させた。実験期間中における好気と嫌気の保持状況を確認するため、反応器内における溶存酸素(DO)の濃度を断続的に測定した。好気実験の場合には、DOの値が8.5mg/L付近で変動し、振盪搅拌により酸素が十分に供給されていたこと、また、嫌気実験の場合には、湿潤窒素ガスを混合液中にまで連続的に導入することにより、DOがないことを確認した。水温は20°Cに設定した。

所定の時間間隔で反応器から混合溶液を採取し、遠心分離(3000rpmで3分間)・ろ過(0.45µmのPTFEフィルター)の後に、ろ液中の窒素(NH₄-N、NO₃-N、NO₂-N)とリン(PO₄-P)を定量した。

② 実験結果

図2.1-8に、好気と嫌気下におけるPO₄-Pの経時変化を示す。PO₄-Pの溶出濃度は好気に比べて嫌気の方が、また、下層に比べて上層と中層底泥の方がそれぞれ高い値を示している。リンの溶出濃度は初期において直線的に上昇し、その後、徐々に一定の値に収束していくため、直線の勾配を初期溶出速度とみなし、その収束値を最大溶出量とみなした。

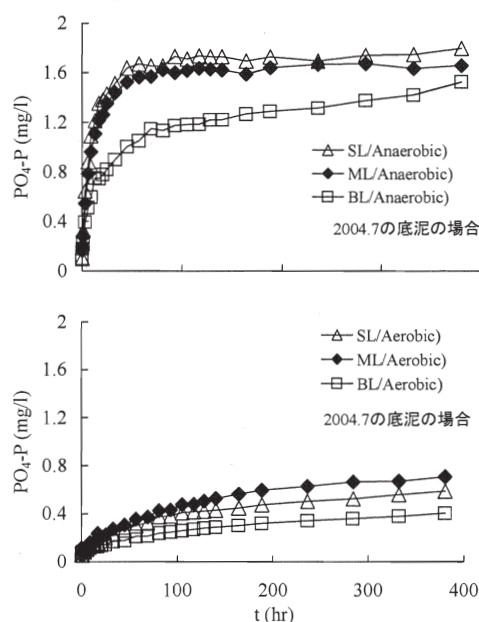


図 2.1-8 好気と嫌気下におけるリンの溶出挙動 (20°C)

各々の採泥時期におけるリンの初期溶出速度を図2.1-9に、対応の最大溶出量を図に2.1-10示す。好気と嫌気とも、リンの初期溶出速度は2004年1月/好気を除いた殆んどの場合において、上層底泥の方が最も速く、上層・中層・下層の順で遅くなっている。好気と嫌気下における上層底泥からのリンの初期溶出速度の値はそれぞれ0.6~7.3と9.9~75.5(µg hr⁻¹/g-dry SS)であり、好気に比べて嫌気の方が著しく速いことがわかった。一方、最大溶出量については、嫌気の方で高い値を示しているが、好気との差は初期溶出速度での差に比べて小さくなっている。好気下でリンが溶出されるのは好気性微生物による底泥中有機物の分解を通じて生じたものと考えられる。それに対し、嫌気下では、嫌気性微生物による有機物の分解によるよりも、硫酸還元菌などの関与によってFeやAlなどの結合型のリンが解離して溶出したことによる寄与が大きいと考えられる。

図2.1-11に、嫌気下におけるリンの溶出量と底泥中における全無機態リン、Fe、Al及びCaの結合型リン、全有機態リンの含有量との関係を示す。難溶性リンを含めた全無機態リンと有機態リンに比べて、結合型のリンの方で、リンの溶出量との関係を示すプロットが1:1 lineの下方の近い範囲に分布していることは、同結合型のリンが嫌気下で優先的に溶出されたことを示唆している。Fe、Al及びCa単体の標準酸化還元電位(25°C)はそれぞれ0.771、-2.07及び-2.84(V)であり、その値が高い反応では還元態になりやすいことを考えると、対応の結合型リン(Fe-P、Al-P及びCa-P)の溶出順位はFe-P、Al-P及びCa-Pであることが推測される。

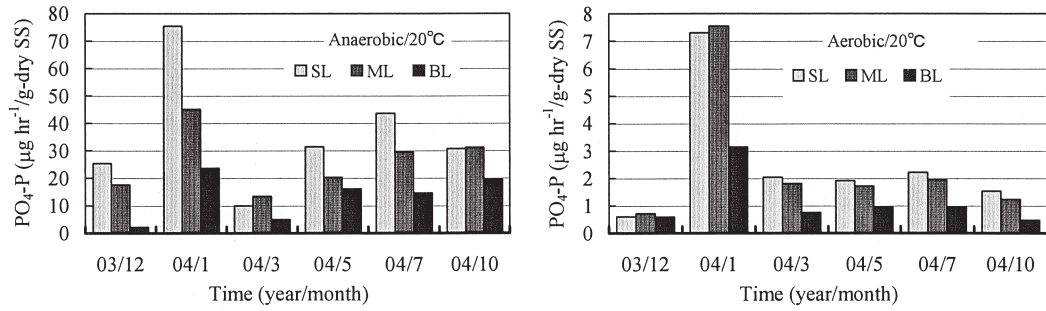


図 2.1-9 好気と嫌気におけるリンの初期溶出速度の季節変化 (20°C)

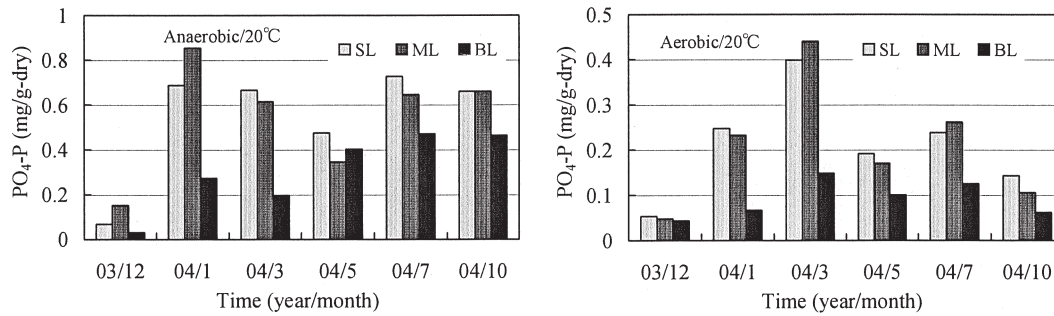


図 2.1-10 好気と嫌気下におけるリンの最大溶出量の季節変化 (20°C)

リンの溶出量とこれら3種類の結合型リンの含有量との関係をそれぞれ回帰分析にて調べたところ、いずれの場合も高い相関は認められないものの、Fe型の方で相関係数が最も高い($r=0.5$)ことが示された。リンの溶出量と含有量の比を見かけの溶出ポテンシャルとして評価すると、上層底泥の場合には、全体の結合型リン(0.51~1.08 mg-P/g-SS)の約50~100%に相当する分は嫌気条件下で速やかに溶出したことがわかる。

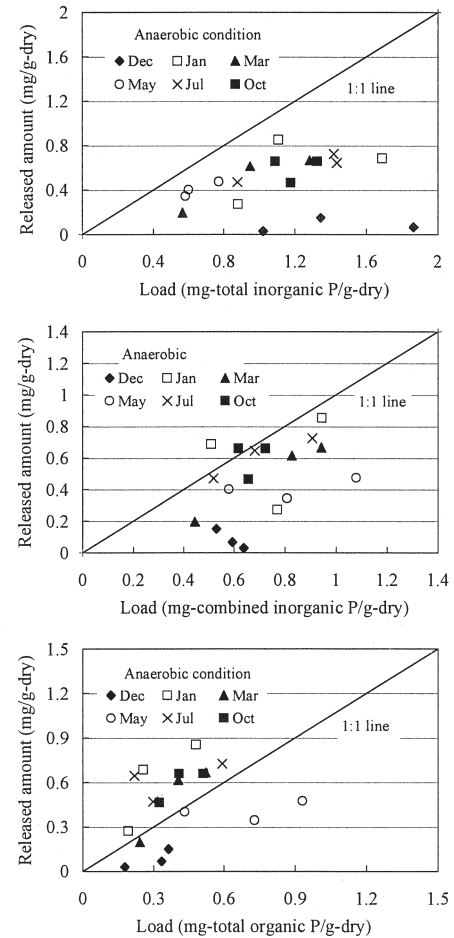


図 2.1-11 リンの含有量と最大溶出量との関係 (20°C)

2.2 高濃度酸素供給が底質性状に与える影響の評価

(1) 実験前後の現地底泥を用いた溶出実験

本研究では、ダム・湖沼等の底層環境改善を目的として高濃度酸素水を底層に供給するシステムを開発し、2002年から2004年にかけて三春ダム牛糞前貯水池において現地実験を行った。実験の詳細については3.1.1に示す。

この貯水池底層への高濃度酸素供給による底質改善の効果を確認するために、酸素供給前後の現地底質を用いた溶出実験を行った。

平成16年7月から9月にかけて表2.2-1に示す条件にて、高濃度酸素水の供給現地実験を行った。図2.2-1示した牛糞前貯水池の調査地点AとBにおいて、酸素供給実験 (Run1) 開始前の平成16年7月26日と酸素供給開始9日目の8月5日および酸素供給停止17日目の8月23日、酸素供給実験 (Run2) 再開後25日目の9月24日の計4回、底泥を採取した。なお、高濃度酸素水の吐出地点および湖水の吸込み地点は図に示すとおりである。

表 2.2-1 高濃度酸素供給の実験条件と装置稼働状況

Run No.	期間	日数	吐出流量 (m ³ /h)	酸素供給	稼働時間 (h)	稼働時間率 (%)
1	7/28~8/6	10日間	90	有	201	83.6
2(1)	8/30~9/8	10日間	90	有	212	88.2
2(2)	9/9~10/1	23日間	90	有	48	8.7

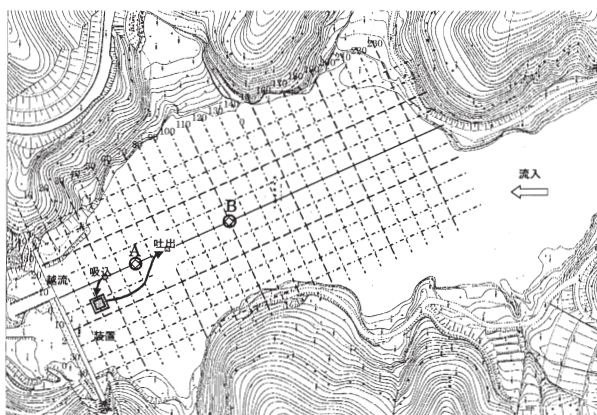


図 2.2-1 調査地点

KB型柱状採泥器 (離合社製) を用いて、アクリル製円筒型カラム (直径4cm×高さ100cm) に厚さ30cmの底泥を採取した。各地点3本を採取して実験室に持ち帰り、2本は溶出実験 (好気条件、嫌気条件) に、残りは酸素消費速度実験に供した。溶出実験と酸素消費速度実験は20℃の恒温室にて図2.2-2に示す実験装置を用いて

行ったが、底泥上に満たした水は、貯水池の湖底上0.5mから別途採水した現地水を0.45μmのメンブレンフィルターにてろ過したものを用いた。

溶出実験においては、直上水を置換後、Air曝気による好気条件 (DO8mg/L以上) と窒素曝気による嫌気条件 (DO1mg/L以下) で実験を開始した。分析用試料の採取は、実験開始日を0日目とし、1、2、3、4、7、9、12、15、20日目を目安に実施した。採水した試料は、オートライザーにて、NH₄-N、NO₂-N、NO₃-N、T-N、PO₄-P及びTPの分析を行った。また、採水時には、水温、DO、pH、ORPを測定した。

酸素消費速度実験においては、溶出実験と同様に、別途採水した現地水 (飽和水) に置換し、気相に窒素パージを行いながら、DO、pH、ORPの測定を0、1、2、3、4、7、10日目に実施した。

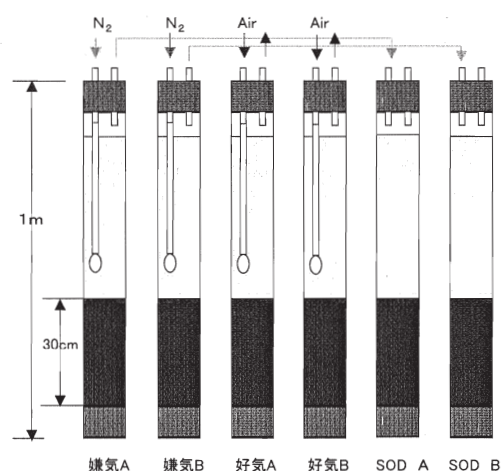


図 2.2-2 溶出実験装置の概要

調査地点AとBにおける嫌気条件における溶出速度 (5日目までの初期および20日目までの期間から算出) を表2.2-2に、PO₄-P溶出速度を図2.2-3に示す。

嫌気条件における底泥からのPO₄-P溶出速度は、初期の値が、20日目までの平均的な溶出速度に比べて1.0~1.6倍のやや大きい値を示した。A、B地点ともに、酸素供給開始前に比べ、酸素供給開始9日目の底泥において溶出速度は低い値となり、高濃度酸素水の供給による底泥表面の改善効果が認められた。また、吐出口に近いA地点においてその効果は大きく、酸素供給停止17日目の底泥においても、PO₄-Pの溶出速度は酸素供給開始9日目の溶出速度と同等であった。これは酸素供給により有機物の酸化分解が進行した表面性状が、酸素供給停止後もしばらく維持されていたことによると考えられる。

表 2.2-2 溶出実験結果 (嫌気条件)

条 件	PO ₄ -P mg/m ² /day		NH ₄ -N mg/m ² /day	
	A地点	B地点	A地点	B地点
①酸素供給開始前	14.8(17.5)	13.3(19.3)	53.3(89.9)	76.5(134.6)
②酸素供給開始9日目	7.7(12.5)	8.9(10.6)	9.8(6.5)	46.7(98.5)
③酸素供給停止17日目	7.3(8.6)	13.0(9.9)	30.7(83.1)	71.7(109.2)
④酸素供給再開25日目	14.2(17.1)	10.6(10.0)	21.7(70.3)	23.2(137.4)

* () 内は初期溶出速度

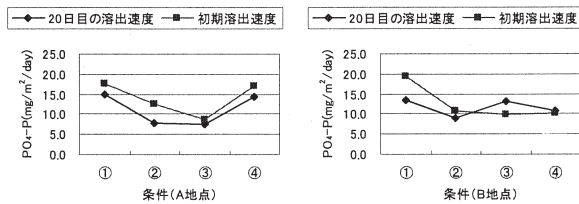


図 2.2-3 PO₄-P 溶出速度 (地点比較)

(2) 底泥酸素消費速度実験

酸素供給実験開始前後の底泥を用いた酸素消費速度実験の結果を図 2.2-4 に示す。DO はそれぞれ初期の 1 日間で急減し、その後は緩やかに低下した。これより、主な酸素消費は初期 1 日間で起こったことが確認された。底泥の初期酸素消費速度を表 2・2-3 に示す。酸素供給前後において、A、B 地点とも、初期酸素消費速度に大きな差は見られなかった。

これら高濃度酸素供給前後の底泥を用いた溶出実験と酸素消費速度実験の結果より、底泥への酸素供給は、底泥の PO₄-P・NH₄-N 溶出ポテンシャルを低下させることができるが、酸素消費ポテンシャルは低下させることが難しいことが明らかになった。また、PO₄-P については、好気条件によって顕著に溶出速度が抑えられる結果が得られた。

表 2.2-3 底泥の酸素消費速度

条 件	酸素消費速度 mg/m ² /day	
	A地点	B地点
酸素供給開始前	3.7×10 ³ (237)	3.6×10 ³ (181)
酸素供給開始から9日目	2.9×10 ³ (223)	3.7×10 ³ (202)
酸素供給停止から17日目	3.8×10 ³ (274)	3.5×10 ³ (233)
酸素供給再開から25日目	3.5×10 ³ (314)	3.2×10 ³ (307)

* () 内は2日目以降の酸素消費速度

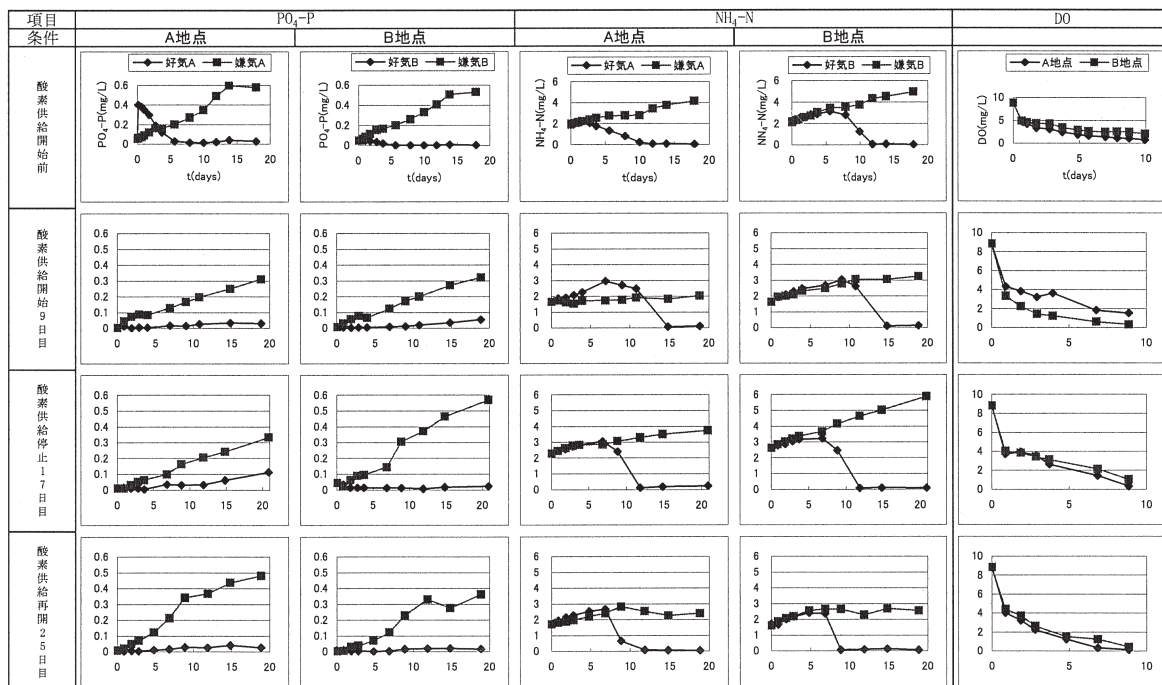


図 2.2-4 溶出実験及び酸素消費速度実験の結果

(3) 間隙水中の栄養塩類濃度分析

高濃度酸素供給実験期間中の牛糞前貯水池 A 地点における底質の各栄養塩類の鉛直分布変化を図 2.2.5 に示す。

2.1 における季節変動と同じように、底層水の DO 濃度変化に応じて、間隙水の濃度変化が観察された。

即ち、酸素供給中 (Run1) で DO 濃度が 10mg/L ほどであった 8 月 5 日においては、底質表面付近において、硝化反応により $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度が高くなっていた。

一方、酸素供給を停止し、DO 濃度が 0mg/L であった 8 月 23 日においては、底質表面付近において、有機物の嫌気分解により DOC 濃度が高くなり、この還元力により $\text{PO}_4\text{-P}$ の濃度も高くなっていた。また、8 月 5 日に濃度が高かった $\text{NO}_3\text{-N}$ が $\text{NO}_2\text{-N}$ に還元されていた。

$\text{NH}_4\text{-N}$ については、水温が 18°C まで上昇した 9 月 24 日において底泥の全体において濃度の上昇が見られたが、それ以外には顕著な差は観察されなかった。

なお、底層水 DO 濃度の条件が 0mg/L であった 7 月 26 日と 8 月 23 日では、DOC の濃度が異なっており、後者が高い。これは、水温が前者の 9°C に対して 13°C と高く、微生物による嫌気分解の速度が増加したことによると考えられる。

なお、酸素供給の効果は鉛直変化から考えて最大 5cm 程度と推察される。

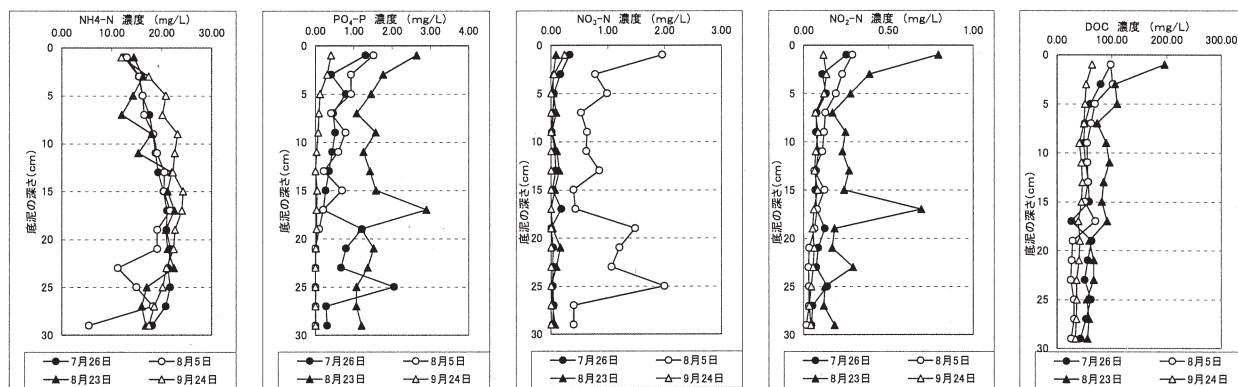


図 2.2.5 A 地点における酸素供給試験中の間隙水の濃度変化

2.3 DO条件と底質性状が静置溶出速度に与える影響

(1) DO条件及び対策区と未対策区の底質性状と溶出速度

霞ヶ浦の調査は図 2.3-1 に示す西浦：湖心（未浚渫区）と牛込沖（平成 16 年度の浚渫区）および北浦：釜谷沖の 3 地点を対象に実施した。調査は平成 17 年 8 月の夏季底泥と 10 月の秋季底泥を採取し各供試実験に用いた。なお今回の調査地点の水深は 5~7m の範囲であり、底泥上の直上水の DO は 6mg/L 以上であった。

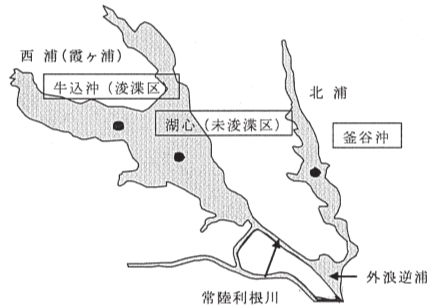


図 2.3-1 調査対象地点

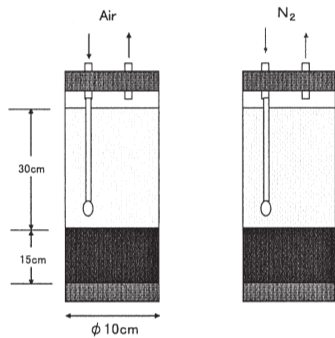


図 2.3-2 静置溶出試験装置図

底泥の採取は、船上より HR 型不攪乱柱状採泥器（離合社製）を用い、アクリル製円筒型コア（内径φ10cm×H50cm）に行った。採取した試料コアは、低温を保ち底泥表面が攪乱しないよう養生し、実験室に運搬した。また、直上水の採取は、底泥表面上の約 50cm から水中ポンプを用いてポリタンクに採取した。

溶出実験は図 2.3-2 に示す装置で 8 月（夏季）と 10 月（秋季）の西浦：湖心と北浦：釜谷沖の底質を用いた。底泥の厚さを 15cm 程度にあわせ、1.0μm の GF/B（ワトマン社製）にてろ過を行った直上水を嫌気・好気用に調整後、底質表面を乱さないよう底泥上 30cm までサイホンにて注入した。実験は 20℃の恒温室（暗条件）にて Air 曝気による好気条件（DO:8mg/L 以上）と N₂ 曝気による嫌気条件（DO:1mg/L 以下）で行った。分析用に採水した試料は、オートアナライザー（テクニコン社製）にて NH₄-N、NO₂-N、NO₃-N、T-N、PO₄-P 及び T-P の分析を行った。また採水時には、水温、DO、pH、ORP を測定した。

底泥の性状分析結果を表 2.3-1 に示す。泥質はシルト分：50~70%、粘土分：30~50%、砂分：数% であり、表層付近は非常に多くの水分を含んだ底泥であった。また、強熱減量は西浦：湖心・牛込沖に比べ北浦：釜谷沖の方が高い値を示し、全窒素・全リンにおいては西浦：牛込沖が他地点に比べ高いことが確認された。

調査時の底泥を用いた溶出実験の結果（0~10 日目）を図 2.3-3 に示す。PO₄-P の溶出速度は嫌気条件下において、8 月の西浦：湖心は 18.1mg/m²/day、北浦：釜谷沖は 26.5mg/m²/day であったが、10 月の湖心は 2.2mg/m²/day、釜谷沖は 15.9mg/m²/day と西浦・北浦ともに 8 月に比べ 10 月の方が低い値を示した。これらは水温の低下に伴う微生物の活性低下等の影響から夏季底質に比べ秋季底質による溶出量は低い傾向であったと示唆される。なお、西浦に比べ北浦の方が高い値を示したのは底泥中の栄養塩類の堆積状況が原因と考えられる。好気条件下では PO₄-P の溶出が顕著に抑えられていたことより、Fe、Mn 等の酸化状態にあるイオンとの結合によって、溶出しにくい状態であると考えられる。

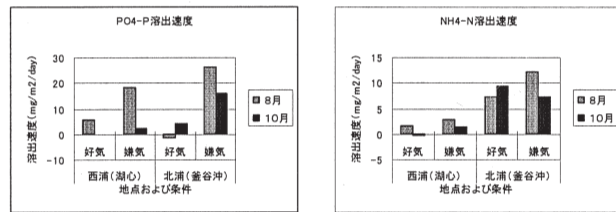


図 2.3-3 底泥の溶出速度の比較

表 2・3-1 供試底泥の性状

調査日	調査地点	外観		成分			粒度組成			
		泥質	色	全窒素 (mg/l)	全リン (mg/l)	強熱減量 (%)	砂分	シルト分	粘土分	含水比 (%)
8月23日	西浦(湖心)	シルト・粘土分	黒緑色	2.48	0.27	16.19	0	68	32	763
8月24日	北浦(釜谷沖)	シルト・粘土分	黒緑色	2.03	0.29	17.51	1	59	40	943
10月11日	北浦(釜谷沖)	シルト・粘土分	黒緑色	2.03	0.29	17.51	1	53	46	943
10月27日	西浦(湖心)	シルト・粘土分	黒緑灰色	2.28	0.19	15.52	1	59	40	667
	西浦(牛込沖)	シルト・粘土分	黒緑色	4.00	0.42	14.52	2	57	41	604
11月29日	西浦(湖心)	シルト・粘土分	黄緑灰色	2.28	0.19	14.79	1	73	26	591
	西浦(牛込沖)	シルト・粘土分	黒緑灰色	4.00	0.42	14.21	1	60	39	563

一方、NH₄-Nの溶出速度は好気・嫌気条件による差異よりも、汚濁程度の異なる地点間での差異が大きく、8月の西浦：湖心は2.8 mg/m²/day、北浦：釜谷沖は12.1mg/m²/dayであったが、10月の湖心は1.3 mg/m²/day、釜谷沖は7.2mg/m²/dayと西浦・北浦ともに8月に比べ10月の方が低い値を示した。

・浚渫による底質表面変化の、静置溶出試験による効果の確認

10月(秋季)の西浦：湖心と牛込沖の底質を用いて行った。底泥の厚さを15cm程度にあわせ、1.0μmのGF/B(ワットマン社製)にてろ過を行った直上水を嫌気・好気用に調整後、底質表面を乱さないよう底泥上30cmまでサイホンにて注入した。実験は20℃の恒温室(暗条件)にてAir曝気による好気条件(DO:8mg/L以上)とN₂曝気による嫌気条件(DO:2mg/L以下)で行った。分析用に採水した試料は、オートアナライザー(テクニコン社製)にてNH₄-N、NO₂-N、NO₃-N、T-N、PO₄-P及びT-Pの分析を行った。また採水時には、水温、DO、pH、ORPを測定した。その結果を表2.3-2~5に示す。

表 2.3-2 静置溶出実験における水質経時変化(西浦湖心 好気条件)

経過時間	NH ₄ -N	PO ₄ -P	NO ₃ -N	NO ₂ -N	T-P	T-N	DOC	PH	DO	ORP
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		mg/l	mV
0	0.02	0.06	0.75	0.01	0.08	1.60	4.05			
2	0.07	0.06	0.74	0.01	0.08	1.22	4.6	7.49	8.02	178
14	0.06	0.05	0.69	0.01	0.08	1.17	4.29	7.72	8.5	181
57	0.05	0.05	0.53	0.04	0.08	1.23	4.32	7.69	8.02	264
81	0.08	0.04	0.57	0.01	0.07	1.07	4.43	7.77	8.02	164
105	0.06	0.04	0.51	0.01	0.06	0.99	5.71	7.62	7.96	164
176	0.03	0.05	0.46	0.01	0.06	1.22	4.12	7.81	8.22	170
226	0.04	0.05	0.42	0.01	0.07	0.94	4.76	7.83	8.56	188
272	0.07	0.05	0.43	0.01	0.07	0.89	5.22	7.86	8.18	183
324	0.06	0.06	0.47	0.01	0.08	0.96	5.61	7.75	8.14	192

表 2.3-3 静置溶出実験における水質経時変化(西浦湖心 嫌気条件)

経過時間	NH ₄ -N	PO ₄ -P	NO ₃ -N	NO ₂ -N	T-P	T-N	DOC	PH	DO	ORP
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		mg/l	mV
0	0.06	0.06	0.76	0.01	0.08	1.29	4.61			
2	0.04	0.06	0.74	0.01	0.08	1.31	4.48	8.05	0.07	166
14	0.04	0.05	0.64	0.03	0.08	1.23	4.45	8.73	0.00	151
57	0.04	0.05	0.51	0.04	0.08	1.07	4.28	8.81	0.00	177
81	0.06	0.06	0.36	0.09	0.10	0.94	4.41	8.86	0.00	128
105	0.10	0.07	0.27	0.11	0.11	0.90	5.65	8.88	0.00	126
176	0.05	0.10	0.10	0.12	0.12	1.20	4.17	8.77	0.16	136
226	0.10	0.13	0.09	0.06	0.16	0.76	5.10	8.51	0.17	154
272	0.08	0.15	0.04	0.06	0.17	0.62	5.18	8.75	0.04	156
324	0.15	0.20	0.02	0.04	0.22	0.64	5.61	8.68	0.10	164

表 2.3-4 静置溶出実験における水質経時変化(西浦牛込沖 好気条件)

経過時間	NH ₄ -N	PO ₄ -P	NO ₃ -N	NO ₂ -N	T-P	T-N	DOC	PH	DO	ORP
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		mg/l	mV
0	0.05	0.07	0.77	0.01	0.09	1.80	3.95			
2	0.08	0.07	0.77	0.01	0.09	1.28	4.37	7.55	7.82	178
14	0.03	0.06	0.72	0.01	0.08	1.18	4.04	7.77	8.08	231
57	0.06	0.05	0.67	0.01	0.08	1.26	4.11	7.82	8.11	169
81	0.04	0.05	0.63	0.01	0.08	1.09	4.16	7.57	8.07	165
105	0.03	0.06	0.56	0.01	0.08	1.02	5.35	7.64	8.31	188
176	0.03	0.07	0.49	0.01	0.08	1.25	4.21	7.76	8.3	170
226	0.04	0.09	0.36	0.01	0.11	0.94	4.91	7.62	8.6	184
272	0.05	0.04	0.43	0.02	0.09	1.16	5.06	7.66	8.21	190
324	0.04	0.08	0.48	0.01	0.10	0.94	5.39	7.91	8.65	183

表 2.3-5 静置溶出実験における水質経時変化(西浦牛込沖 嫌気条件)

経過時間	NH ₄ -N	PO ₄ -P	NO ₃ -N	NO ₂ -N	T-P	T-N	DOC	PH	DO	ORP
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		mg/l	mV
0	0.09	0.07	0.77	0.01	0.09	1.21	3.75			
2	0.03	0.07	0.76	0.01	0.09	1.69	4.30	8.30	1.07	167
14	0.05	0.05	0.47	0.02	0.07	0.95	3.27	8.89	0.05	236
57	0.04	0.07	0.41	0.12	0.10	1.02	4.23	8.91	0.00	135
81	0.03	0.07	0.32	0.13	0.11	0.96	4.44	8.89	0.00	135
105	0.12	0.08	0.22	0.13	0.15	1.38	5.59	8.96	0.00	145
176	0.02	0.09	0.06	0.11	0.12	0.95	4.43	8.82	0.37	182
226	0.12	0.17	0.43	0.01	0.19	0.95	5.02	8.76	0.02	150
272	0.05	0.10	0.01	0.04	0.12	0.54	5.14	8.88	0.38	138
324	0.13	0.12	0.01	0.02	0.14	0.52	5.39	8.78	0.36	147

(2) SOD 試験

底泥の酸素消費速度実験の結果を図2.3-4に示す。

11月の西浦：湖心は376mg/m²/day、牛込沖は350 mg/m²/dayと同等であり、SOD試験における浚渫区と未浚渫区の顕著な差異は確認されなかった。

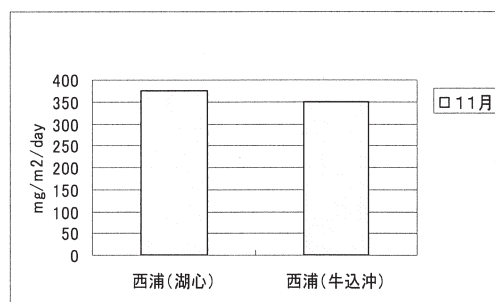


図 2.3-4 底泥酸素消費速度

2.4 底質表面の巻き上げによる溶出特性

2.4.1 底質表面の巻き上げ

(1) 底質巻き上げ試験による効果の確認

・巻き上げ溶出実験①

巻き上げの実験条件は、連続巻き上げ、間欠巻き上げ（実験期間中に2回）とし、比較のために静置系（攪拌無し）の実験も行った。対照試料は、10月採泥の西浦：湖心と牛込沖水域および北浦：釜谷沖とし(1)と同様の調整を行った。巻き上げの濁度は、図 2.4-1 に示すように平成 12~15 年の現地自動観測装置の測定値より、平均値を算出し西浦：30、北浦：20 を目安に設定した。実験装置概略は図 2.4-2 に示す攪拌装置 (Z-1200 型: EYELA 社製) を用い、攪拌初期の速度は 600rpm で 5min、その後、160rpm で 5min の攪拌を行い、経過時間毎に直上水サンプリングを約 30mL 行い、栄養塩類の溶出挙動について確認を行った（実験期間中に 2 回）。なお、底質中の酸化還元電位 (ORP) の鉛直測定は土壤 Eh 計 (PRN-41: 藤原製作所社製) のセンサーを微小 Eh 電極に加工し使用した。

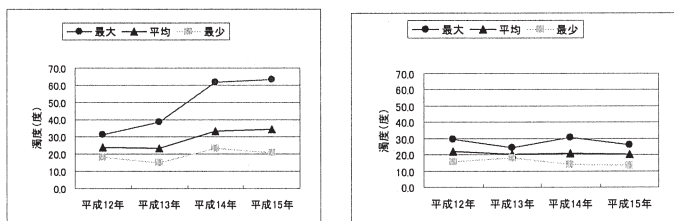


図 2.4-1 自動観測装置データ (右: 湖心濁度, 左: 釜谷沖濁度)

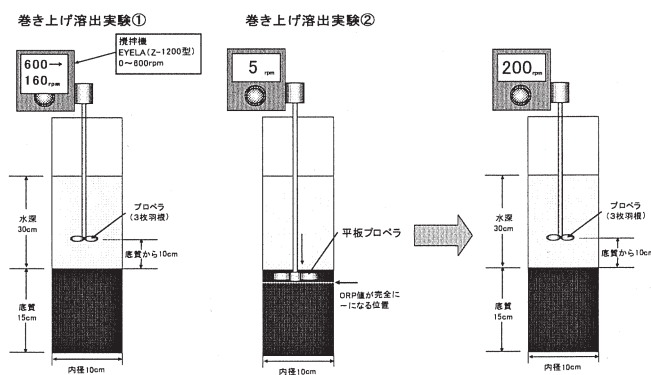


図 2.4-2 巻き上げ実験装置概略図

・巻き上げ溶出実験②

図 2.4-2 に示すように ORP 値が完全に -1 を示す還元層まで平板プロペラを静かに下げ、初期は緩やかな攪拌で底質層を崩し、その後、攪拌速度 200rpm (5min) で巻き上げ、5min 後に採水を行い、経過時間毎に直上水のサンプリングを約 30mL 行い、栄養塩類の溶出挙動について確認を行った（実験期間中に 2

回)。この時の SS 濃度は最大で約 20,000mg/L であったが、水深 6m に換算すると 1,000mg/L であり、濁度も 1000 程度となる。近年霞ヶ浦湖心で観測される最大の濁度が 150~200 度であることから、この実験における底泥の巻き上げ強度は、湖心での最大速度の 5 倍程度と考えられる。対象試料は 11 月採泥の西浦：湖心（未浚渫区）と牛込沖水域（H16 年度の浚渫区）を用いた。

(2) 実験供試底質の性状分析

底泥の性状分析結果を図 2.4-3 示す。泥質はシルト分：50~70%、粘土分：30~50%、砂分：数%であり、表層付近は非常に多くの水分を含んだ底泥であった。

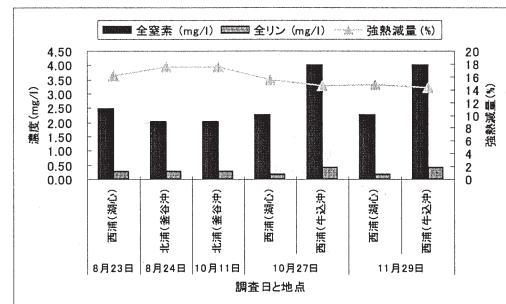


図 2.4-3 供試底泥の性状

(3) 巻き上げによる栄養塩類溶出影響

巻き上げ溶出実験①、②の湖心：間欠巻き上げ（実験期間中に2回）と静置系の栄養塩類 ($\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$ および $\text{NO}_3\text{-N}$, D-N , DOC) の溶出結果を図 2.4-4、巻き上げによる SS の濃度変化を図 2.4-5 および pH の経時変化を図 2.4-6 に示す。

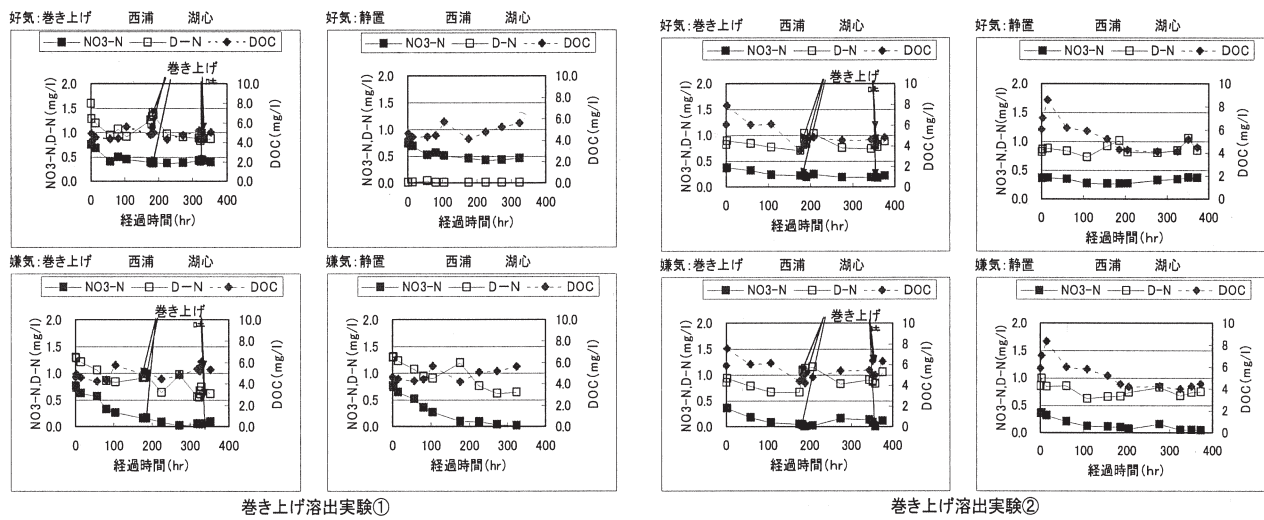
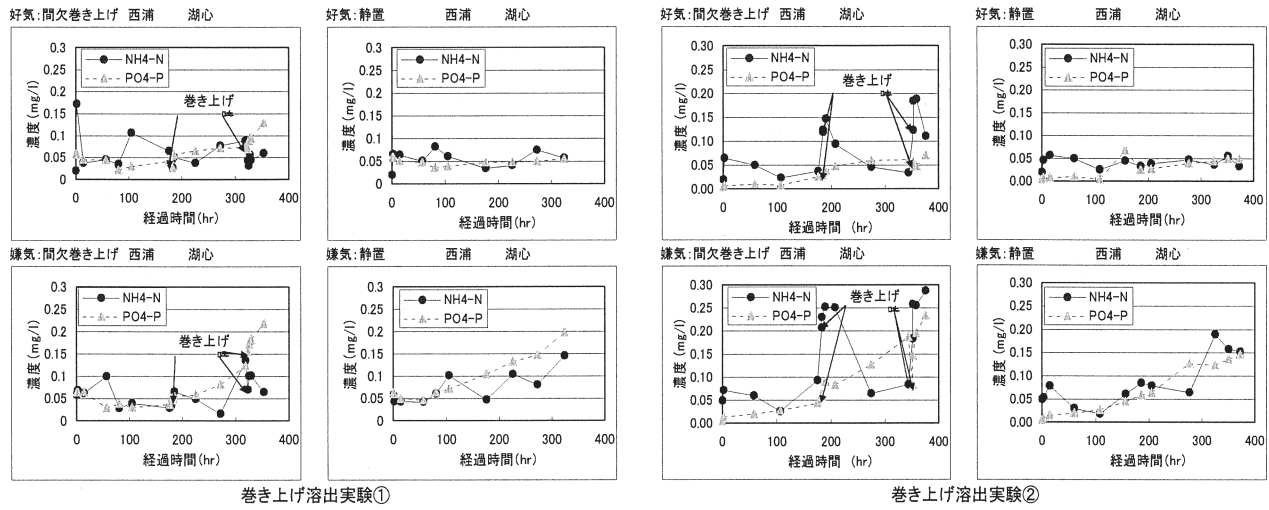


図 2.4-4 巻き上げによる栄養塩類の溶出挙動 (湖心)

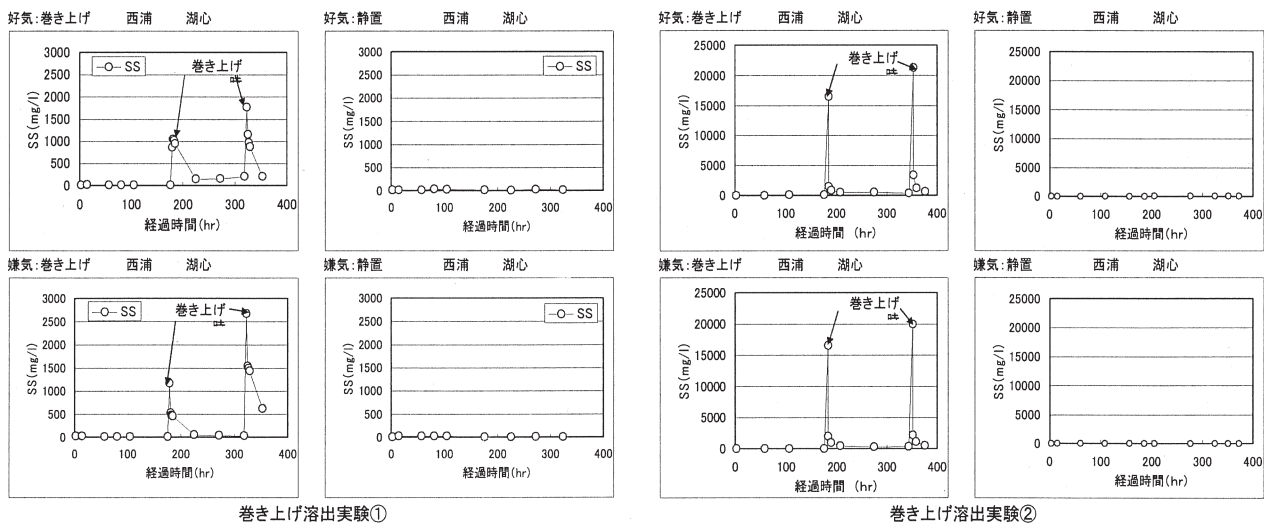


図 2.4-5 巻き上げによる SS 濃度の挙動 (湖心)

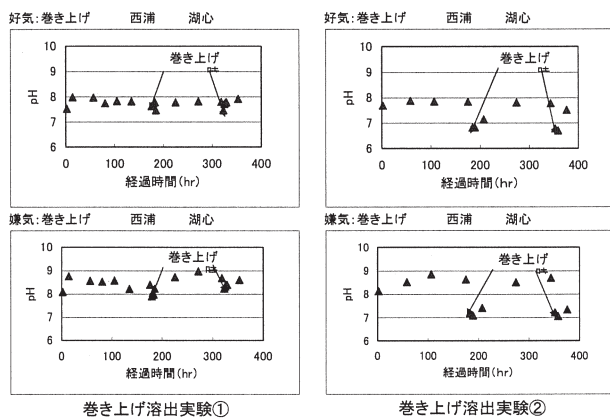


図 2.4-6 pH の経時変化 (湖心)

実験①における好気条件での $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度は静置系に比べ 1.5~2.3 倍であり、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度は 1.2~2.1 倍の溶出が確認された。嫌気条件では溶出濃度に差は確認されなかった。

実験②における好気条件での $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度は静置系に比べ 5~6.3 倍であり、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度は 1.4~2 倍の溶出が確認された。嫌気条件では $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度は静置系に比べ 1.9~3.1 倍であり、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度は 1.5 倍の溶出が巻き上げにより確認された。

$\text{NO}_3\text{-N}$ 、 D-N および DOC 濃度について見ると、実験①の好気条件においては、硝化の影響で $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度は約 0.4mg/L を維持し、嫌気条件では、脱窒の影響で 0.06mg/L 付近まで低下した。実験②においても同様の傾向を示した。 D-N は実験①・②とも巻き上げ時に濃度の上昇があり、特に一回目の巻き上げ直後の影響が高かった。 DOC 濃度は実験①に比べ巻き上げの強かった実験②において、巻き上げ直後に減少する傾向が確認された。実験①と②の好気・嫌気条件ともに濃度の差異が生じているのは、実験に供試した底質の採取時期が異なったためと考えられる。

4m 水深に換算した場合の巻き上げによる濁度の増加は、①は風が弱く攪乱が小さい状態、②は強風により底層が大きく攪乱された状態に対応すると考えられ、実際の霞ヶ浦で生じている表層付近での現象における溶出挙動を確認することができた。

pH は、嫌気条件において脱窒や有機物の嫌気分解に伴うアルカリ度供給により、上昇する傾向を示した。

霞ヶ浦の底質においては風浪等により、常にこの現象が生じているが、今回の実験結果より、 $\text{PO}_4\text{-P}$ は表層薄層以上の巻き上げによる溶出速度の増加、 $\text{NH}_4\text{-N}$ は表層底泥の数 cm より下層からの巻き上げによる溶出量の顕著な増加の影響が大きい結果であり、風浪や降水時の河川流入等の強いインパクトが与えられた時に溶出量が増加することが考えられる。

(4) ORP の鉛直分布と巻き上げ後の変化

巻き上げ溶出実験①および②前後の底泥中の ORP 値の鉛直変化を図 2.4-7, 2.4-8 に示す。好気条件下においては攪拌前に -100~-150mV 付近の還元状態であったが、攪拌後にはその鉛直方向までは 200mV 付近の酸化状態にまで変化が認められた。なお、それより深い地点での変化は確認されなかった。また、嫌気条件下においては、攪拌前後で -100~-150mV 付近と還元状態に変化は確認されなかった。

今回、巻き上げ溶出実験①および②の巻き上げ手法の違いによる影響で、ORP の酸化・還元の境界層の深さ方向への違いは確認されるものの、好気・嫌気条件による巻き上げ前後の ORP 値の挙動は同様な傾向を示した。

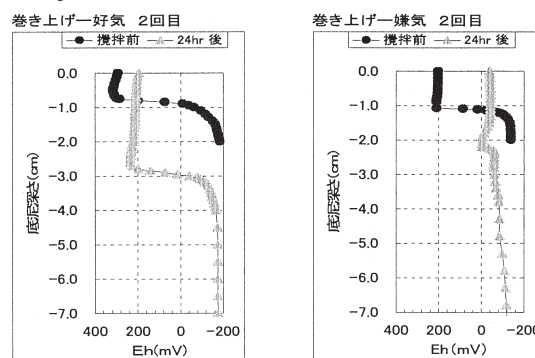


図 2.4-7 巻き上げ実験①前後の底泥中の ORP の鉛直変化 (西浦：湖心 10 月)

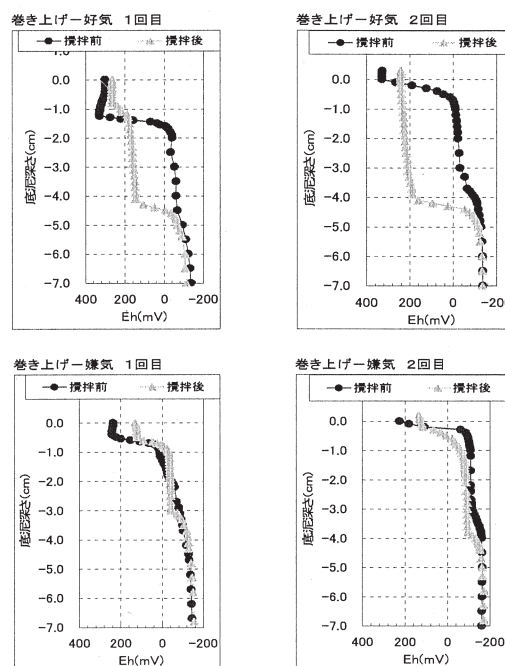


図 2.4-8 巻き上げ実験②前後における底泥中の ORP 鉛直変化 (西浦：湖心 11 月)

(5) 金属類と栄養塩類との関係

巻き上げ溶出実験②における好気・嫌気条件化における間欠巻き上げ実験と金属類 (Fe, Mn) との溶出の関係を図 2.4-9, 2.4-10 に示す。

Fe は好気・嫌気条件下ともに、巻き上げにより溶出する傾向を示したが、嫌気の場合にその濃度は高かった。Mn は、好気条件ではほとんど溶出せず、嫌気条件下において高い溶出を示す傾向が見られた。

これらの現象には、Fe, Mn の酸化還元状態が関係していると考えられるが、特に Mn については、好気条件下で MnO₂ となり、溶解度の低さから溶出が抑制されていると考えられる。

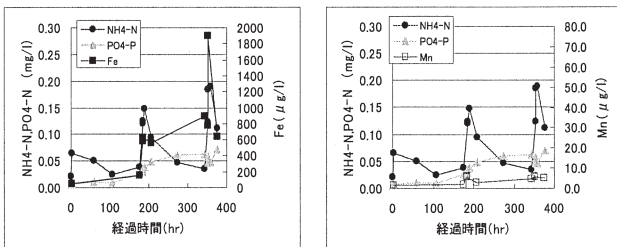


図 2.4-9 好気：間欠巻き上げによる Fe, Mn の溶出挙動

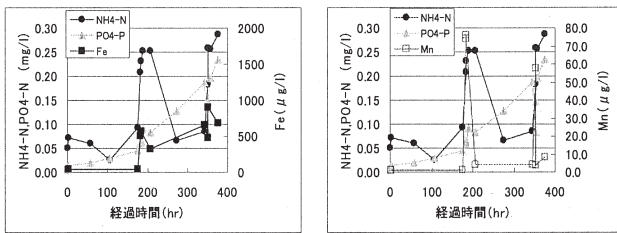


図 2.4-10 嫌気：間欠巻き上げによる Fe, Mn の溶出挙動

2.5 底質の金属類分布特性

(1) 流入, 湖心, 流出地点における金属類の分布 (水平, 鉛直方向)

閉鎖性水域において金属類の多量の蓄積は、還元的条件下では底泥表面と水界面から鉄やマンガンが 2 価のイオンとして上層に溶出・拡散し赤水や黒水の原因となる可能性もある。更に鉛や亜鉛などの金属は、人体や生物にも悪影響を及ぼしかねないため、底質中における金属類の存在実態と挙動に関するデータの蓄積が望まれている。三春ダム牛糞前貯水池において金属類の底質調査を行い、その分布特性について検討を行った。採泥は図 2.5-1 に示す調査地点において平成 16 年 1 月から平成 16 年 10 月の期間に 2 ヶ月毎 (1, 3, 5, 7, 10 月) に実施した。調査期間中における本貯水池の水深は 6 (夏期) ~10m (冬期) であった。

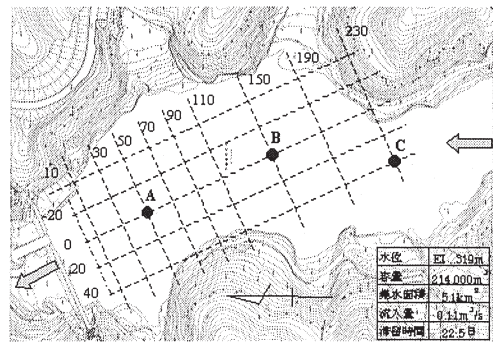


図 2.5-1 調査地点

採泥は船上より KB 型柱状採泥器 (離合社製) を用いて、アクリル製円筒型カラム (φ4cm×H50cm) に行った。採取した試料は、窒素パージしたビニール袋に入れて実験室に運搬し、窒素雰囲気下で底泥層を 2cm 毎に分割した後に、ポリスチレン製遠沈管 (IWAKI 製) に分取、遠心分離 (3000rpm で 10 分) により間隙水との分離を行った。遠沈管に沈殿した底泥は、凍結乾燥を行い、メノー乳鉢を用いてパウダー状に粉砕した。今回、その内の表層 (SL:0~2cm), 中層 (ML:14~16cm) および下層 (BL:28~30cm) を供試試料 (図 2.5-2) とした。

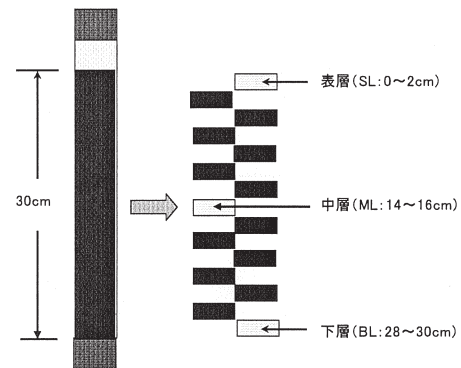


図 2.5-2 底質試料の調整

重金属の分析は試料 0.2g を正確に秤量し、硝酸 4ml と超純水 4ml を加えた後、マイクロウェーブ試料前処理装置（マイルストーン社製：mls1200mega）にて分解（30min）を行った。分解後、ろ過は定量ろ紙（ADVANTEC：保留粒子径 4.0 μm）にて行い、超純水で 100ml に定容した。測定項目は Fe, Mn, Cr, Ni, Zn, Cu, Pb とした。但し、Fe の測定は ICP/AES（PERKIN ELMER 社製：OPTIMA 3000）によって行い、それ以外の項目は ICP/MS（サーモエレクトロン社製：X-SERIES）にて行った。有機炭素の分析は、CHN コーダー（THERMO FINNIGAN 社製：FLASH EA1112 型）にて行った。

底質中の各地点における金属類濃度を表 2.5-1（表層、中層、下層の平均）に示す。地点間における金属類濃度は C 地点に比べ下流側の A 地点と B 地点が高い傾向を示した。各元素の濃度は、土壌の組成で示されている自然に含有する量の平均範囲内であり、その範囲を越える金属類の分布は確認されなかった。調査地点における底質の主組成は、それぞれシルト（C 地点）と粘土（A と B 地点）であり、粒径が小さくなるに従い金属類が増加する傾向が見られ、土砂の流入と新生堆積物が大きく関与していると示唆された。

底質中の各鉛直方向における Fe, Mn の分布を図 2.5-3（A 地点、B 地点、C 地点の平均）に示す。Fe, Mn の濃度は表層に比べ下層の方が低くなる傾向を示した。

表 2.5-1 底質中の金属類濃度 (mg/g dry)

地点	A			B			C		
	最小	最大	平均	最小	最大	平均	最小	最大	平均
Fe	36.7	61.5	52.4	45.6	57.4	51.7	28.1	53.5	46.0
Mn	0.93	1.99	1.52	0.90	1.71	1.39	0.46	1.83	1.22
Cr	0.015	0.023	0.020	0.018	0.022	0.020	0.013	0.020	0.017
Ni	0.014	0.017	0.016	0.012	0.021	0.016	0.006	0.016	0.013
Zn	0.08	0.13	0.11	0.10	0.13	0.12	0.06	0.13	0.11
Cu	0.017	0.027	0.023	0.019	0.027	0.023	0.012	0.023	0.020
Pb	0.014	0.021	0.019	0.013	0.019	0.017	0.011	0.015	0.014

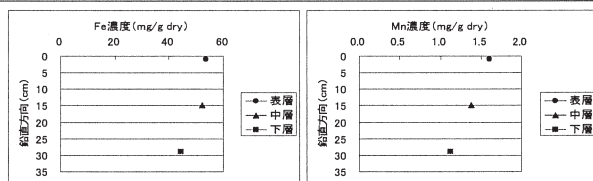


図 2.5-3 底質中の Fe, Mn の鉛直分布(mg/g dry)

(2) 金属類と有機炭素との相関関係

表層（0～2cm）、中層（14～16cm）、下層（28～30cm）における有機炭素（Org.C）の含有量の平均値を図 2.5-4 に示した。表層は 2.44%、中層は 2.10%および下層は 1.80%と新生の堆積物層が高い結果を示した。次に表層、中層、下層における各金属類と有機炭素（Org.C）の含有量の関係について、単相関により解析¹⁾を行った。その結果を表 2.5-2～4 に示した。

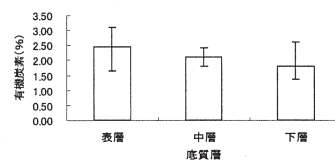


図 2.5-4 底質層における有機炭素の含有量 (平均値)

表 2.5-2 表層底泥における金属類と有機炭素の相関関係

	Fe	Mn	Cr	Ni	Zn	Cu	Pb	Org.C
Fe	1.000							
Mn	0.361	1.000						
Cr	0.790	0.502	1.000					
Ni	0.718	0.319	0.665	1.000				
Zn	0.133	0.002	0.148	0.324	1.000			
Cu	0.732	0.516	0.935	0.706	0.140	1.000		
Pb	0.881	0.438	0.868	0.777	0.073	0.904	1.000	
Org.C	0.539	-0.173	0.459	0.718	0.664	0.495	0.513	1.000

表 2.5-3 中層底泥における金属類と有機炭素の相関関係

	Fe	Mn	Cr	Ni	Zn	Cu	Pb	Org.C
Fe	1.000							
Mn	0.629	1.000						
Cr	0.750	0.574	1.000					
Ni	0.151	-0.085	0.584	1.000				
Zn	0.151	-0.196	-0.247	-0.081	1.000			
Cu	0.683	0.556	0.950	0.435	-0.375	1.000		
Pb	0.598	0.734	0.880	0.429	-0.549	0.887	1.000	
Org.C	0.587	0.615	0.640	0.200	-0.092	0.552	0.618	1.000

表 2.5-4 下層底泥における金属類と有機炭素の相関関係

	Fe	Mn	Cr	Ni	Zn	Cu	Pb	Org.C
Fe	1.000							
Mn	0.866	1.000						
Cr	0.724	0.575	1.000					
Ni	0.771	0.555	0.735	1.000				
Zn	0.878	0.830	0.643	0.608	1.000			
Cu	0.888	0.800	0.927	0.780	0.808	1.000		
Pb	0.537	0.674	0.754	0.464	0.421	0.755	1.000	
Org.C	-0.461	-0.207	-0.284	-0.736	-0.343	-0.398	0.059	1.000

表層においては、Fe と Cr, Ni, Cu および Pb, Cr と Cu および Pb, Ni と Cu および Pb, Cu と Pb においてそれぞれ強い相関が示された。有機炭素（Org.C）との関係については、Fe, Ni, Zn および Pb の元素で相関が示された。中層においては、Fe と Cr, Mn と Pb, Cr と Cu および Pb, Cu と Pb においてそれぞれ強い相関が示された。有機炭素との関係については、Fe, Mn, Cr, Cu および Pb の元素で相関が示された。一方、下層においては、Fe と Mn, Cr, Ni, Zn および Cu, Mn と Zn および Cu, Cr と Ni, Cu および Pb, Ni と Cu, Zn と Cu, Cu と Pb においてそれぞれ強い相関が示されたが、有機炭素とは Pb を除く元素で負の相関が示された。

表層と下層においては Fe と他の金属類と非常に強い相関が示された。Fe の水和酸化物と酸化物は、水中の金属類の沈積者として役割を果たしていたと推察された。但し、中層における他金属類との相関が低いことより、堆積物層を構成する粘土粒子や有機物と密接な関係があることが示唆された。有機炭素との相関は表層と中層で認められ、これは比較的新生の堆積物では有機物質がイオン交換や錯体形成などを通じて、金属類を固定する役割を果たしていたためと考えられる。

2.6 長期溶出試験における底質性状変化

(1) 底泥中の ORP 鉛直変化

長期連続的な酸素供給とその効果について、溶出実験を終えたコアサンプルを更に約1年間(平成16年8月～平成17年8月)、連続 Air/N₂曝気にて長期的な底質表層の性状変化を確認した。底質の深さ方向に酸化還元電位 (ORP) を土壤 Eh 計 (型式: PRN-41, 藤原製作所) にて測定した。それら底質表層の ORP 鉛直方向の変化を図 2.6-1 に示す。嫌気条件下においては、表層数 mm で還元状態に変化したが、好気条件下においては表層約 4cm までが酸化状態と底質の改善が確認された。

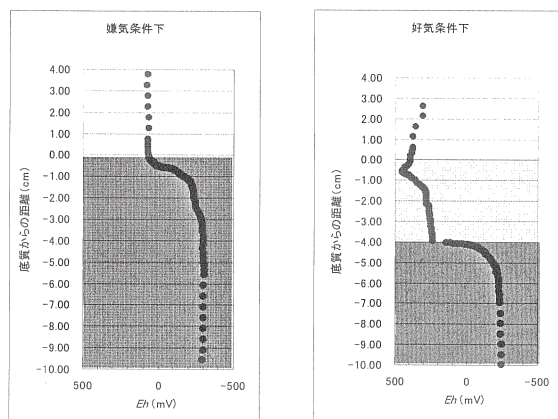


図 2.6-1 長期連続実験における底質表層の ORP 鉛直変化

(2) 一年経過後の間隙水濃度の変化

好気・嫌気条件下における一年経過後の底質間隙水中の PO₄-P、NH₄-N、NO₃-N、DOC 濃度の変化 (鉛直方向) を図 2.6-2～5 に示す。PO₄-P 濃度は嫌気条件下の表層において 1.2mg/L と高かったが、下層程、低い値を示した。また、直上水濃度は 0.12mg/L と表層底泥間隙水濃度の約 1/10 であり、嫌気条件下における表層 PO₄-P 濃度に比べてかなり小さい値であった。好気条件下においては表層で 0.08mg/L と顕著に溶出が抑えられ、直上水濃度は 0mg/L であった。

NH₄-N 濃度は嫌気条件下の表層において 6.7mg/L であり、下層程、高くなる傾向を示した。また、好気条件下においても表層で 5.8mg/L と同様の傾向を示した。特に底質表面での減少が大きく、逆に NO₃-N 濃度は好気条件下の表層において 8.6mg/L と高く、更に直上水濃度も 22.0mg/L と高いことより、硝化の影響と考えられる。また、DOC 濃度は、好気・嫌気条件下において緩やかであるが下層程、高くなる傾向であった。

以上のことから、直上水を好気状態に保持すること

は、底泥中の PO₄-P 濃度を低下させることに顕著な効果があることが分かる。

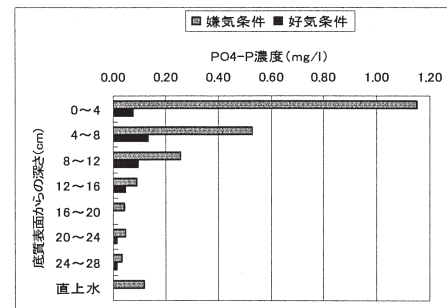


図 2.6-2 好気・嫌気条件下における底質間隙水中の PO₄-P

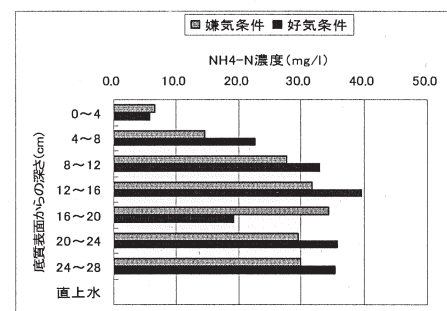


図 2.6-3 好気・嫌気条件下における底質間隙水中の NH₄-N

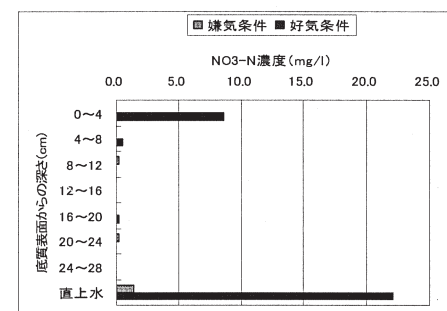


図 2.6-4 好気・嫌気条件下における底質間隙水中の NO₃-N

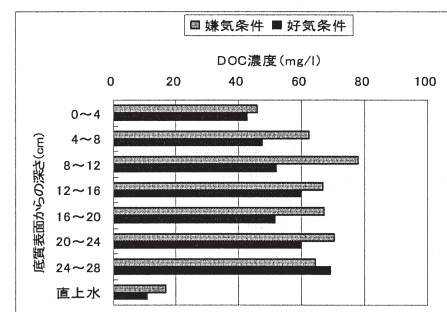


図 2.6-5 好気・嫌気条件下における底質間隙水中の DOC

(3) 形態別リンの変化

リンの形態別分析方法の概要を図 2.6-6 に示す。図中に示した土壌中のリンの形態は、測定したリンの形態を図示したものである。底質中のリンの形態の中で、特に溶出現象に関連すると考えられるのは、結合性リンであるが、有機態リン及び難溶性リンについては、長期的な傾向を見る場合にリンの供給源という意味合いを持つため、重要と考えられ、今回、TP、PO₄-P 以外にもリンの形態別分析を行った。

長期の好気・嫌気条件下における底質中の形態別リンの変化を図 2.6-7、2.6-8 に示す。

好気の場合は、全リンとしては大きな変化は見られなかったが、底泥表面において、有機態リンが減少し、Fe 型および Al 型リンが増加しているのが特徴的である。一方、嫌気の場合には、有機態リンと Al 型リンについては好気と同様であるが、表面での Ca 型リン、Fe 型リン、全リンが減少している。これは、嫌気においては底泥表面に酸化態金属が存在せず、底泥表面へのリンの蓄積が生じないことを示している。

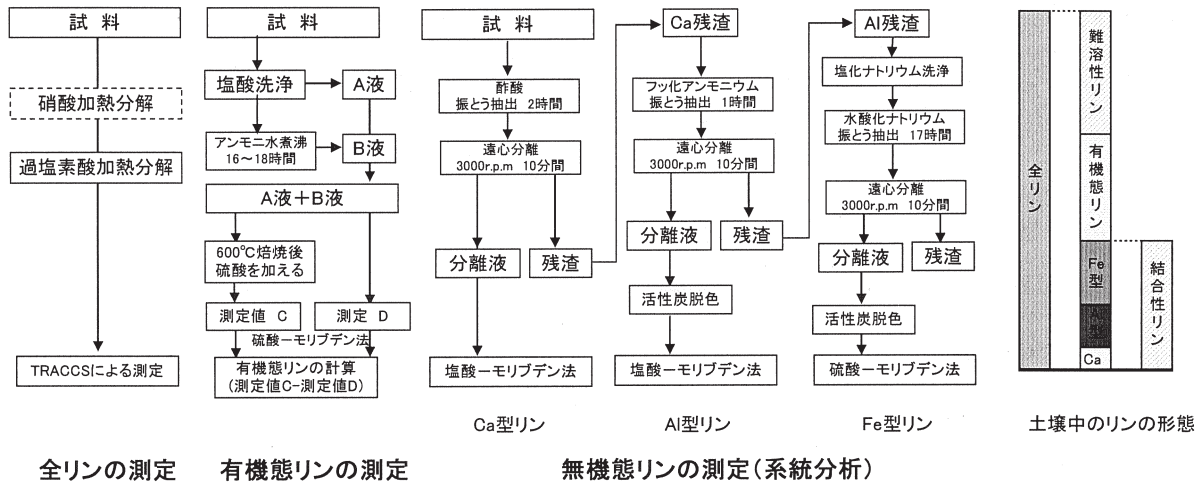


図 2.6-6 底質中の各態リンの分析フローと土壌中のリンの形態

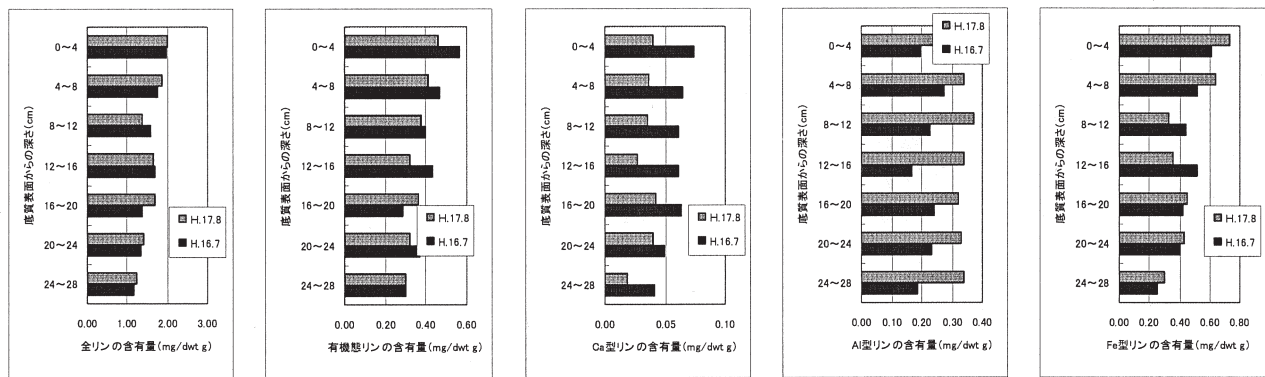


図 2.6-7 長期好気条件下における底質中の形態別リンの変化

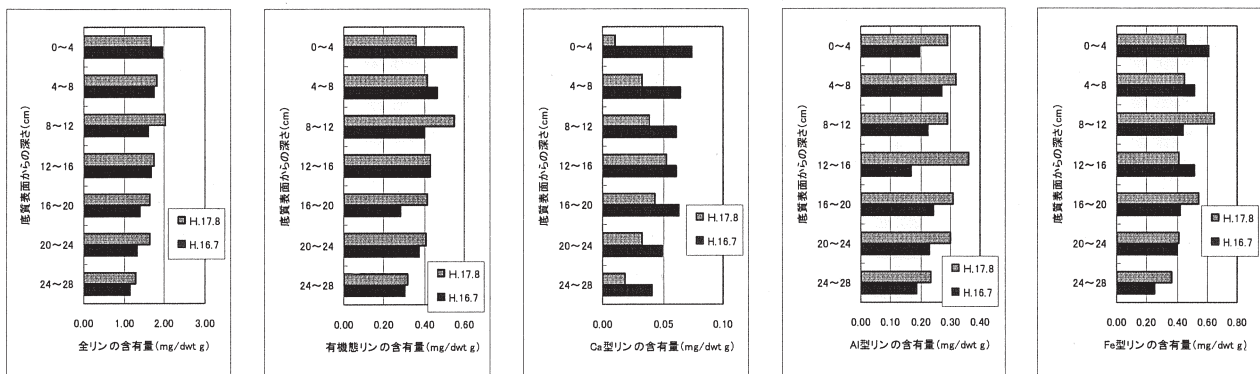


図 2.6-8 長期嫌気条件下における底質中の形態別リンの変化

(4) 底質の金属類分析

実験開始前と一年経過後の底質（表層）における金属類（Fe, Mn）の濃度変化を図 2.6-9 に示す。Fe 濃度は実験開始前の A 地点では 60.3mg/g, B 地点では 51.5mg/g であり、一年経過後の好気条件下では A 地点では 56.2mg/g, B 地点では 46.1mg/g といずれも低減していたが、嫌気条件下においては A 地点で 58.6mg/g, B 地点では 57.4mg/g と同等か高い結果であった。Mn 濃度においては実験開始前の A 地点では 1.49mg/g, B 地点では 1.55mg/g であり、一年経過後の好気条件下では A 地点では 1.45mg/g, B 地点では 1.24mg/g といずれも低減していたが、嫌気条件下においては A 地点で 1.68mg/g, B 地点では 1.75mg/g と伴に高い値を示した。

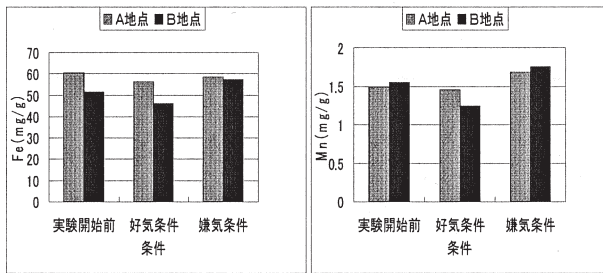


図 2.6-9 金属類の濃度変化

3. 溶出量推定方法の開発

3.1 現地連続モニタリングによる推定

3.1.1 牛轡前貯水池における溶出量及び水質モニタリング実験

(1) 連続モニタリングシステムの特徴

日本の多くの多目的ダム貯水池においては、夏期に水温成層が形成される。このため、水中や底泥での有機物分解等に伴い酸素が消費されるが、水温成層により鉛直方向の水の混合が抑制されるため底層が貧酸素化し、底泥からの栄養塩、有機物や金属などの溶出速度が大きくなる。こうした底層での貧酸素化対策としては、間欠揚水筒方式や、散気管方式など気泡噴流により鉛直混合流を起こす成層破壊型 (Destratification) の曝気循環方式や、底層部に空気や酸素を供給する深層曝気方式 (Hypolimnetic Aeration) がこれまで取られてきた。成層破壊型の曝気循環方式では底層水の浮上や酸素溶解量の限界などに課題¹²⁾があることから、近年、我が国においても深層曝気方式の導入³⁾や、新たな微細気泡発生装置を用いた方式²⁾や溶存酸素の豊富な表層水を底層へ送り込む方法⁴⁾などが検討されている。

深層曝気方式については McQueen ら⁵⁾によると 1949 年頃から欧米の湖沼やダムにおいて研究や実用化が始まっており、1980 年代にはエアリフト方式の深層曝気方式について多くの研究(例えば McQueen ら⁶⁾)が行われたが、現在も設計酸素供給量の設定に課題⁷⁾を残している。また微細気泡方式では環境中に放出される微細気泡による酸素溶解効果は小さいとの指摘⁸⁾や、表層水供給方式では植物プランクトンが増殖した表層水を供給すると底層水質の悪化が懸念されるなど、解決すべき課題がある。さらに、底層対策のみでは表層での富栄養化による植物プランクトンの増殖などが防げないため、成層を維持しつつ表層対策との併用が可能な底層対策が必要である¹⁾。

本研究では、従前の深層曝気方式がいずれも湖沼や貯水池の底層部へ空気や酸素を供給し、水中内で溶解させる方式であるのに対し、気体溶解装置により強制的に酸素を溶解させた湖水を底層部へ供給する高濃度酸素水注入システムの開発を行った。本システムは、底層湖水を湖面まで汲み上げて気体溶解装置に導入し、高濃度の酸素を溶解させた後に、再び底層に吐出させるため水温成層を破壊することなく底層のみに溶存酸素を供給することに加え、底層の水温、溶存酸素 (DO) を連続モニタリングし自動制御することにより、効率的な酸素溶解機能を有するという特徴を有する新しいシステムである⁹⁾。本システムは、(独) 土木研究所、

横河電機(株)と松江土建(株)の共同研究で開発した。

2002 年 7 月から 9 月に実施した高濃度酸素水による底層環境改善システム¹⁾の結果に関し、現地実験と水温、DO 及び ORP センサーによる連続モニタリングの値と栄養塩類の溶出量との関係について検討を行った。モニタリング装置等の配置を図 3.1-1 に示す。

また、実験条件を表 3.1-1 に示す。Run1 では、吐出流量 90m³/h、酸素供給は行わずに運転を行い、続く Run2 において酸素供給を開始した。溶解装置出口で測定した吐出水の DO は、運転開始から約 5 時間で 50mg/l に達し、その後は概ね 50~60mg/l で推移した。Run3 では高濃度酸素水の吐出量を 30m³/h に低下させ、攪拌および酸素供給の効果を調べた。Run4 では装置の運転を全面的に停止し、攪拌も酸素供給も行わない状態での水質変化を調査した。Run5 では再度、高濃度酸素水の吐出量を 30m³/h として運転を行い、酸素供給が底層水質に与える影響を調べた。Run6 は、Run4 と同様に酸素消費過程を調査するため、装置の運転を停止した。

Run2 では水温による自動制御の結果、稼働時間率(実験期間に対する装置運転実稼働時間の割合)が約 45% となる間欠運転となった。Run3 及び Run5 では流量を 30m³/h としたところ、稼働時間率が約 90% とほぼ連続運転となった。

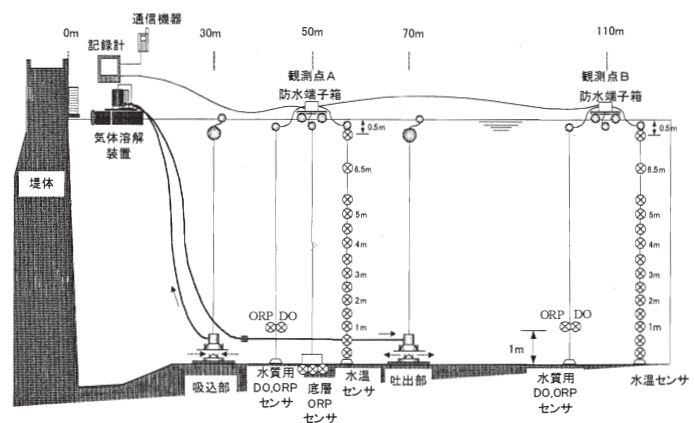


図 3.1-1 連続測定装置の概要

表 3.1-1 実験条件と稼働状況(2002 年)

Run No.	期間	日数	吐出流量 (m ³ /h)	酸素供給	稼働時間 (h)	稼働時間率 (%)
1	7/23~7/28	6日間	90	無し	59	47.9
2	7/30~8/12	14日間	90	有り	142	44.6
3	8/12~8/19	8日間	30	有り	151	90.4
4	8/20~9/2	14日間	0	無し	0	0
5	9/3~9/18	16日間	30	有り	323	88.9
6	9/19~9/25	7日間	0	無し	0	0

(2)連続モニタリング実験結果

・水温、DO 及び ORP の経時変化

図 3.1-2 に B 地点の水温と DO の経時変化を示す。表層部は 0.5m 水深、中層部は 3.0m 水深、そして底層部は吐出口開口部がおおよそ 5.8m 水深に位置することから吐出高さの上下となる 5.0m と 6.0m 水深での値をプロットしている。

吐出流量の大きな Run1 および Run2 において、底層 5.0m と 6.0m 水深の水温が同程度になっていたことから装置稼働により底層水が攪拌混合されたものと推測される。しかし、水深 3.0m の水までも混合されることはなかった。一方、吐出流量を低下させた Run3 と Run5 では、底層 5.0m と 6.0m 水深で水温が異なっていたことから、水深 6.0m 付近の底層水のみが流動していたと考えられる。なお、Run5 最終日において、全水深でほぼ同程度の水温となったが、この原因は 9 月 13 日から 17 日の降雨と、平均気温の低下により循環期に入ったことによると考えられる。

Run2 の開始により、それまで中層 3.0m 以深でほぼ 0 であった DO が、底層部 5.0、6.0m において上昇した。このため、表層から底層に向けて好気、嫌気、好気の互層の溶存酸素構造が形成された。なお、Run3 後半で中層 3.0m の DO が上昇しているが、これは降雨流入により表層部と中層部が混合したことによると考えられる。その後、運転停止に伴い、Run4 では水深 6.0m、5.0m、3.0m の順に下層より再び酸素が減少する傾向を示した。

ORP (図 3.1-3) の変化は、底層 5.0m、6.0m の DO が 0mg/l となるよりも遅れて生じており、実験期間中の観測では、常に DO 変化よりも遅れて ORP が変化する傾向が見られた。

・底層環境の変化による栄養塩類濃度の変化

図 3.1-4 に、B 地点の P04-P、NH4-N の経時変化を、表層 0.5m、中層 3.0m、底層 5.0m と 5.8m の各水深における測定結果について示す。

底層 5.8m の P04-P 濃度は Run2 開始によって低下し、酸素供給中は 0.02mgP/l 以下がほぼ維持された。しかし、酸素供給を停止した Run4 においては、P04-P 濃度は上昇し、最高で約 0.09mg/l に達した。このように酸素供給により P04-P 溶出濃度の管理が可能であり、直接的には DO 濃度が指標となる。しかし、リンの溶出減少傾向は直上水の ORP と、より相関があるように見受けられるので、今後指標としての検討を進める必要がある。なお、表層や中層で高い P04-P 濃度が観測されることがあったが、これは主に降雨に伴う流域からの負荷によると考えられる。

NH4-N についても、酸素供給により底泥からの溶出

が抑制される傾向を示したが、その程度は P04-P ほどには顕著でなかった。

- これらの結果より、次のことが確認された
- ・好気的環境でのリンの溶出抑制と嫌気的環境でのリン溶出の傾向が確認された。
 - ・指標としての ORP の有効性が示唆された。

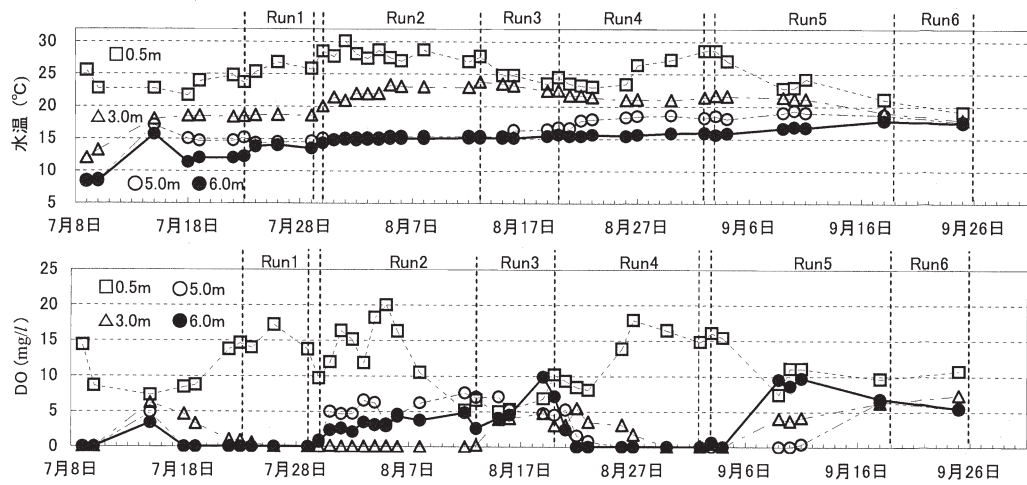


図3・1-2 B地点の表層0.5m、中層3.0及び5.0、6.0m推進での水温、DO濃度の経時変化

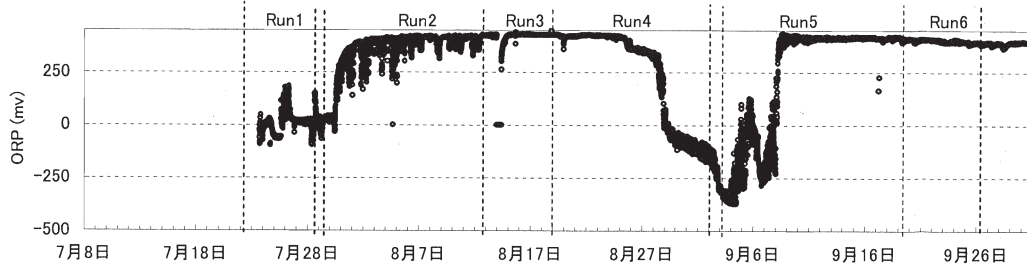


図3・1-3 ORPの経時変化 (B地点の湖底より1m上での連続観測結果)

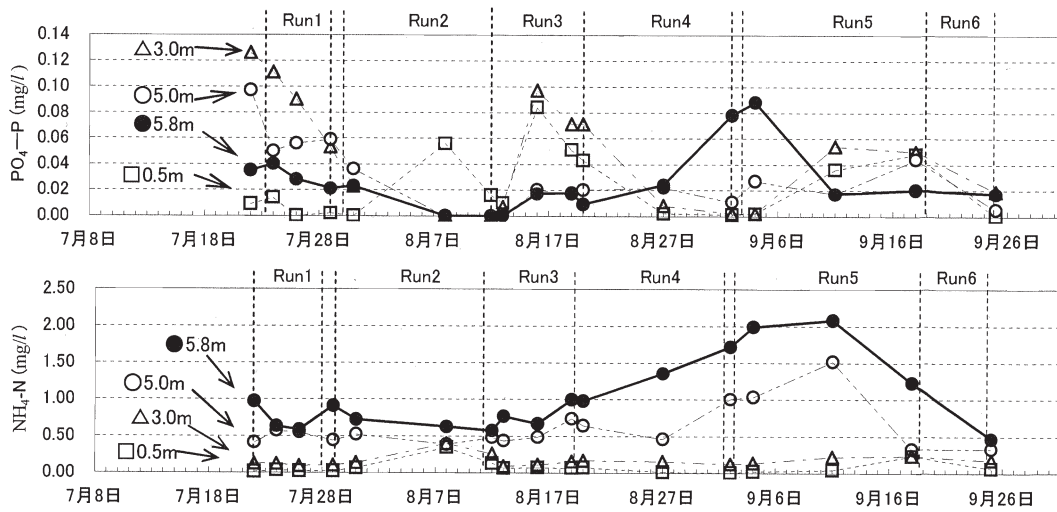


図3・1-4 B地点の表層0.5m、中層3.0及び低層5.0m、5.8m水深でのP04-P、NH4-Nの経時変化

3.1.2 シミュレーションモデルによる推定方法の検証

本システムによって観測された底層環境条件から溶出量を推測することの有効性を確認するため、3箇年間の現地実験で得られたデータを用いて貯水池水質予測モデルにより推測した栄養塩類溶出速度を検証した。モデルの検証は実験期間のうち出水のない期間のデータを用いて行った。なお、3箇年間の実験における高濃度酸素水供給システムの運転状況は表 3.1-1 に示す。

表 3.1-1 高濃度酸素水供給システム稼働状況

	期間	吐出流量 (m3/h)	酸素供給
2002年	7/23~7/27	90	×
	7/27~7/28	ほぼ0	—
	7/30~8/12	90	○
	8/12~8/19	30	○
	8/20~9/2	0(停止)	—
	9/3~9/18	30	○
	9/19~9/25	0(停止)	—
2003年	6/30~7/2	30	○
	7/2~7/8	30	×
	7/8~7/18	30	○
	7/18~7/29	0(停止)	
	7/29~8/18	90 (4h 毎10分パルス運転)	○
2004年	7/28~8/6	90	○
	8/6~8/30	0(停止)	
	8/30~9/9	90	○

(1) 水質予測モデルの概要

貯水池の水質予測は、旧土木研究所水資源開発研究室開発の鉛直二次元モデル（「貯水池の冷濁水ならびに富栄養化現象の数値解析モデル（その1）（建設省土木研究所 昭和62年3月）」）。以下、既往モデルという。）（図 3.1-5）を基本に、牛糞前貯水池での連続モニタリングシステムで用いている高濃度酸素供給システムをモデル化して組み込んだ。貯水池の富栄養化現象は、水理流動モデルにより計算された流速を用いて生態系モデルにより水温と植物プランクトンの増殖を計算して予測した。

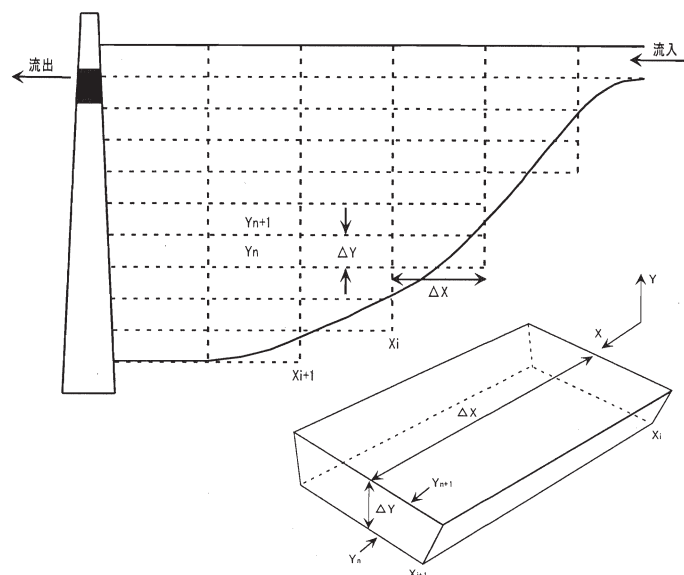


図 3.1-5 2次元モデルの水域分割及びコントロールボリューム

① 水理流動モデル

水理流動モデルは、図 3.1-5 に示す各コントロールボリュームにおいて以下に示す基礎式を適用する。

・連続式

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} = 0 \quad (\text{式 1})$$

・運動量保存式

$$\frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x} \left(A_x \frac{\partial u}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(A_y \frac{\partial u}{\partial y} \right) \quad (\text{式 2})$$

$$\frac{\partial p}{\partial y} = -\rho g \quad (\text{式 3})$$

・水温収支式

$$\frac{\partial T}{\partial t} + u \frac{\partial T}{\partial x} + v \frac{\partial T}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left(A_x \frac{\partial T}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(A_y \frac{\partial T}{\partial y} \right) + \frac{H}{\rho C_w} \quad (\text{式 4})$$

・濃度（密度算出用）収支式

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} + v \frac{\partial C}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left(A_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(A_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + S \quad (\text{式 5})$$

ここに、 x ：流下方向の座標、 y ：鉛直方向の座標、 u 、 v ： x 、 y 方向における流速、 T ：水温、 H ：発生熱量、 C_w ：水の比熱、 C ：水質濃度、 S ：生産・消費項、 A_x 、 A_y ： x 、 y 方向における渦動拡散係数である。

② 生態系モデル

水理流動モデルにより算出された流速をもとに、以下に示す物質収支式により、各水質項目が計算される。

$$\frac{\partial X}{\partial t} + u \frac{\partial X}{\partial x} + v \frac{\partial X}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left(A_x \frac{\partial X}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(A_y \frac{\partial X}{\partial y} \right) + G(X) + S(X) \quad (\text{式 6})$$

ここに、 X ：水質項目（植物プランクトン、栄養塩など）、 G ：沈降項、 S ：生産・消費項（生物・化学的変化項）である。

従来のモデルでは無機態窒素は合計値のみで扱われているが、今回、底層における栄養塩溶出機構をより詳細に表現するため、無機態窒素を $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ の

3 態に分けてモデル計算を行うこととした。

このモデルを用いた解析により予測した水質項目は次のとおりである。

- ・水温
- ・ DO
- ・ SS
- ・ 植物プランクトン (Chl-a 換算)
- ・ 動物プランクトン (炭素換算)
- ・ COD (P-COD、D-COD)
- ・ 窒素 ($\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 O-N)
- ・ リン (I-P、O-P)

※P:Particulate (懸濁態)、D:Dissolved (溶存態)、
I:Inorganic (無機態)、O:Organic (有機態)

これらの水質項目は図 3.1-6 に示すように、互いに関連を持ちながら時々刻々変動している。これら実現象を(式6)を基本とした計算式に置きかえて、各水質項目を算出する。なお計算条件は表 3.1-2 のとおりである。

図 3.1-6 中に示す摂取、分解、死滅等の生物・化学的变化項 S (X) 及びこの式にあるモデルパラメータは次項で述べる。

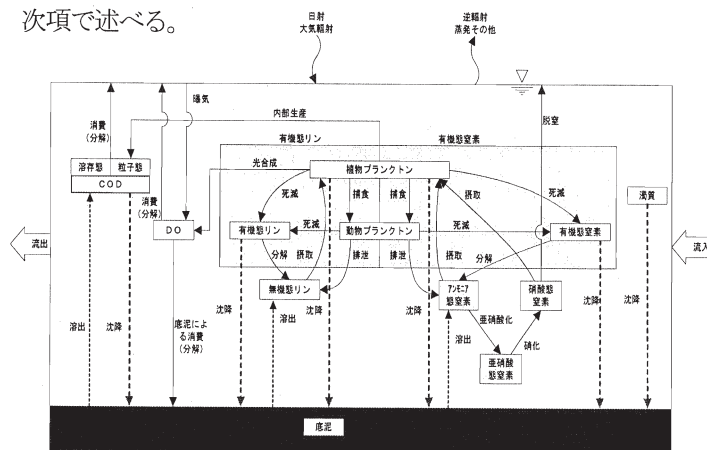


図 3・1-6 生態系モデル概念図

表 3・1-2 計算条件の設定

項目	設定方法	
水理流動	流入量	ダム日報記録及び比流量による
	流域面積	三春ダム全流域 = 226.4km ² 牛轡前ダム流域 = 5.1km ²
	放流量	流入量 = 放流量(越流型ダム)
	放流水位	ダムの越流高
気象データ	気温 湿度 風速 日射量	ダム管理所データによる
	雲量	福島地方気象台データによる
流入水質	水質	実測値及び実測値からの推定値をもとに線形補完により設定
	水温	気温と水温の関係式から流入水温を設定
	DO	飽和DOとして設定
貯水池水質	貯水池初期水質	St0.50の実測値からの線形補完により各ボックス中央水質を設定

表 3.1-4 パラメーター一覧表 (生物・化学的变化項)

区分	パラメータ	説明
植物プランクトンの増殖	β_S	植物プランクトン増殖のスペース効果係数 $\beta_S = \exp(-\beta_S \cdot PP)$
	μ_m	植物プランクトンの最大比増殖速度
	T_S	植物プランクトンの最大増殖率を与える最適水温
	ξ	とがり度係数
	K_{NH_4}	アンモニウム態窒素に関する半飽和定数
	K_{NO_3}	硝酸態窒素に関する半飽和定数
	ϕ	アンモニウム態窒素による硝酸態窒素の吸収抑制に関する係数
	K_{IP}	無機態リンに関する半飽和定数
	植物プランクトンの死滅	R_{PP}
θ_{PP}		クロロフィルa 消滅率に対する温度係数
動物プランクトンの増殖	R_g	動物プランクトンのろ過率
	a_z	動物プランクトンの同化率
	K_{PP}	クロロフィルa に関する半飽和定数
動物プランクトンの死滅	R_z	20°Cにおける動物プランクトンの呼吸による動物プランクトンの消滅率
	θ_z	動物プランクトンの呼吸による動物プランクトンの消滅率に対する温度係数
DO 生産	K_1	再曝気係数
	K_2	20°Cにおける光合成による DO 生産率
	θ_{DO}	光合成による DO 生産率に対する温度係数
DO 消費	K_{3D}	溶存態 COD 物質による DO 消費率
	K_{3P}	懸濁態 COD 物質による DO 消費率
	r	底泥による DO 消費率
分解	R_{DC}	20°Cのときの懸濁態 COD の分解率
	R_{DC}	20°Cのときの溶存態 COD の分解率
	θ_C	COD 分解率に対する温度係数
	R_{OP}	20°Cのときの有機態リンから無機態リンへの変換率
	θ_{OP}	有機態リンから無機態リンへの変換率に対する温度係数
	R_{ON}	20°Cのときの有機態窒素から無機態窒素への変換率
	θ_{ON}	有機態窒素から無機態窒素への変換率に対する温度係数
溶出	R_{WC}	COD の底泥からの溶出率
	θ_{WC}	COD の底泥からの溶出率に対する温度係数
	R_{WP}	無機態リンの底泥からの溶出率
	θ_{WP}	無機態リンの底泥からの溶出率に対する温度係数
	R_{WN}	無機態窒素の底泥からの溶出率
	θ_{WN}	無機態窒素の底泥からの溶出率に対する温度係数
硝化脱窒	R_{N1}	20°Cのときの亜硝酸化によるアンモニウム態窒素から亜硝酸態窒素への変換率
	K_{N1}	アンモニウム態窒素から亜硝酸態窒素への変換率に対する温度係数
	R_{N2}	20°Cのときの硝化による亜硝酸態窒素から硝酸態窒素への変換率
	K_{N2}	亜硝酸態窒素から硝酸態窒素への変換率に対する温度係数
	R_{DN}	20°Cのときの硝酸態窒素の脱窒率

	K_{DN}	硝酸態窒素の脱窒率に対する温度係数
変換率	a	植物プランクトン中の炭素量とクロロフィル-a 量比
	K_P	植物プランクトン中の COD 物質量とクロロフィル-a 量比
	β_P	植物プランクトン中のリン量とクロロフィル-a 量比
	β_N	植物プランクトン中の窒素量とクロロフィル-a 量比
	γ_P	植物プランクトン中のリン量と炭素量比
	γ_N	植物プランクトン中の窒素量と炭素量比
沈降速度	ω_{PP}	植物プランクトンの沈降速度
	ω_{ZP}	動物プランクトンの沈降速度
	ω_C	懸濁態 COD の沈降速度
	ω_P	有機態リンの沈降速度
	ω_N	有機態窒素の沈降速度

①リン溶出速度の検討

牛糞前ダムにおいて、底層が嫌気条件になると PO4-P が増加する傾向にあった。そこで、牛糞前ダム貯水池水質調査結果について、2002 年及び 2004 年の主要調査地点である A 地点(st.0.50)の底層（水深 5～6m）の PO4-P、DO、NO3-N について着目した。A 調査結果を図 3.1-7、3.1-8 に示す。

調査結果をみると、溶出により PO4-P 濃度が増加している時期の条件としては、底層の DO 濃度が低く嫌気条件にあり、NO3-N 濃度も低い傾向が見られた。また、底層の DO が低く嫌気条件にあっても、NO3-N 濃度が低くなければ PO4-P が増加しておらず溶出が生じていない。

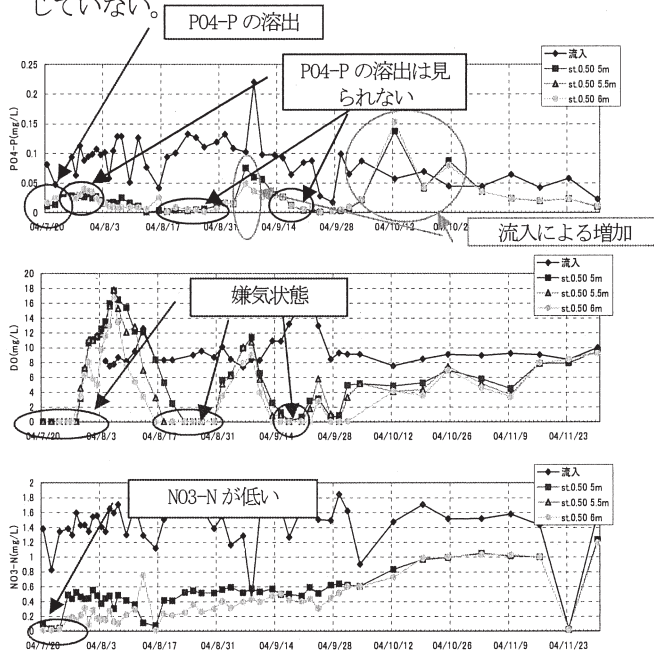


図 3.1-7 底層リン濃度等経時変化(2004 年 A 地点)

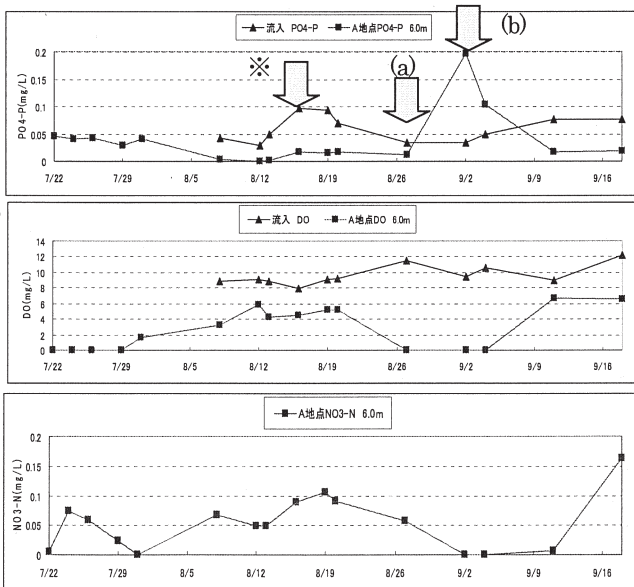


図 3.1-8 底層リン濃度等経時変化(2002 年 A 地点)

- (a): DO は 0mg/L だが NO₃-N が 0.05mg/l 以上あり、PO4-P の溶出も見られない。
- (b): DO が 0mg/L かつ NO₃-N が 0.05mg/l 以下であり、PO4-P 濃度が上昇している。
- (※): 流入増による濃度上昇である。

また既往モデルによる底層リン濃度の推定値は、図 3.1-9 のとおり実測値の傾向を表現していない結果であった。

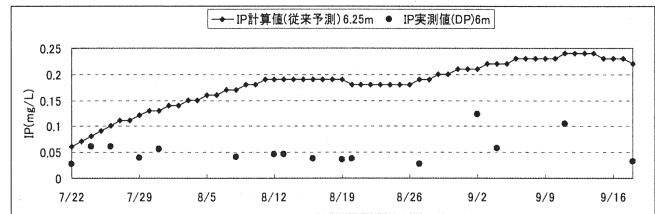


図 3.1-9 既往モデルによる底層リン濃度推定

これより、リン溶出速度について、DO 及び NO₃-N 濃度の設定を加えることとした。なお、PO4-P の溶出についての検討は、水深 5m、5.5m、6m のデータを用いて行った。

リンの溶出についてのモデル化は、既往モデル¹⁾では、以下の式で表されている。

$$\text{リンの溶出に関する生産項} = \frac{R_{wp} \cdot f_D \cdot \theta_{wp}^{T-20} \cdot A_B}{\text{底泥からの溶出} \cdot V}$$

また、補正係数 f_D は、既往モデル¹⁾では、DO の関数として表されている。本検討では、牛糞前貯水池の底層での現地水質調査結果を踏まえ、この係数にリン溶出の境界 NO₃-N 濃度を以下のとおり設定する。

$$f_D = \frac{1}{4 \cdot DO + 1} \quad \text{NO}_3 \leq \text{NO}_{3, DN} \text{ のとき}$$

$$f_D = 0 \quad \text{NO}_3 > \text{NO}_{3, DN} \text{ のとき}$$

境界 NO₃-N 濃度は、水質調査結果より、底層の PO4-P が増加しリンが溶出していると考えられる時期の NO₃-N を踏まえて 0.05mg/L とした。底泥からの溶出速度は、底層（5m、5.5m、6m）の水質調査結果を用いて、底層の水質負荷量変化から算出した。検討前後の推定値と実測値を図 3.1-10 に示す。8 月末のリン溶出現象を、より表現できるようになった。

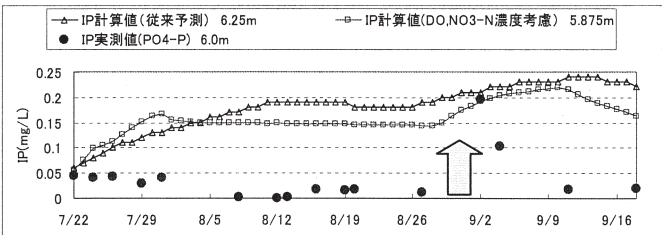


図 3.1-10 底層リン濃度の推定その 1 (2002 年 A 地点)

②窒素溶出速度の検討

底泥からの窒素の溶出機構は、リンの溶出と異なり底泥中での生物化学的作用によって決められるとされている⁹⁾¹⁰⁾。また、底泥間隙水中のアンモニア態窒素の増減は温度に依存すると言われている。

これより、リンと同様のモデル化は難しいことから、窒素の溶出速度を一定値として与えた。しかし、実測値と計算値を比較すると、乖離が見られ再現性が不十分な結果となった。(図 3.1-11)

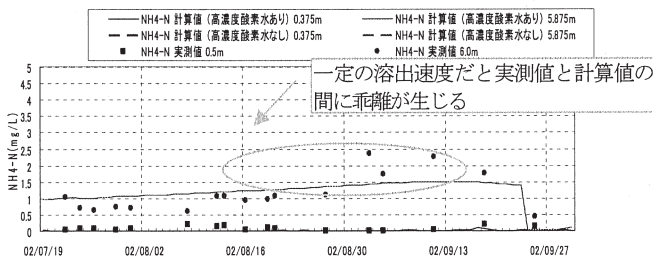


図 3.1-11 NH₄-N 濃度の推定その 1 (2002 年 A 地点)

そこで牛糞前ダムの底層における窒素の溶出について検討した。

牛糞前ダム貯水池水質調査結果について、底層(水深 5~6m)の I-N (NH₄-N・NO₂-N・NO₃-N の合計)、NH₄-N、DO、水温について着目した。(図 3.1-12)

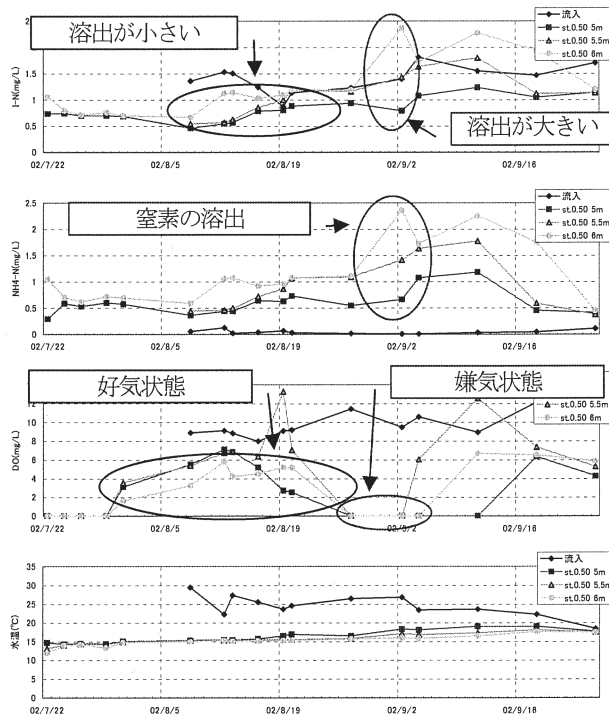


図 3.1-12 A 地点窒素濃度変化 (2002 年)

溶出により I-N 濃度が増加している時期としては、底層の DO 濃度が低く嫌気状態にある傾向が見られる。そこで、嫌気状態については NH₄-N について着目し、好気状態については、硝化により NH₄-N が NO₂-N に変化することから I-N について着目して窒素の溶出速度について検討を行い、好気状態と嫌気状態でパラメータを分けて設定することとした。

$$\begin{aligned} \text{溶出率 } R_{WN} &= 0.01(DO > 1) \\ &= 0.05(DO \leq 1) \end{aligned}$$

これにより計算値は実測値に近づいた。(図 3.1-13)

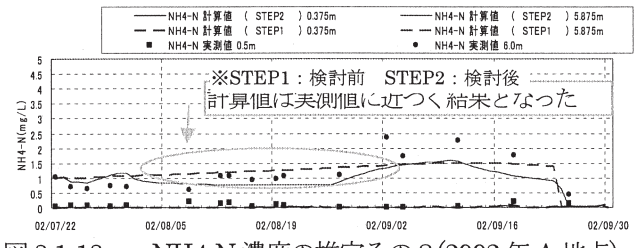


図 3.1-13 NH₄-N 濃度の推定その 2 (2002 年 A 地点)

③無機態リン濃度の検討

①での検討の結果、嫌気状態にかつ NO₃-N 濃度が低い場合に I-P が溶出する現象に対する再現性は向上したが、好気状態に転じた場合に実測値では I-P は減少する傾向がみられるのに対して推定値ではあまり減少しない傾向がみられ、実測値との乖離が見られた。

既往文献によれば底層では、嫌気条件下においては PO₄-P などの無機態リンが溶出するが、嫌気条件下でなくなると溶出した PO₄-P は鉄などの金属と結合するかあるいは浮遊物に吸着することが示されている⁹⁾¹¹⁾。

そこで、以下に示すように、無機態リンに関する生産・消費項について、鉄との結合による消費の項を追加した。この項は、底層が好気状態 (DO ≥ DO_{DI}) になった場合に作用するものとした。

$$\begin{aligned} S(IP) = & -\beta_p \cdot G_p \cdot PP + \beta_p \cdot (1 - a_p) \cdot G_g \cdot PP + R_{op} \cdot \theta_{op}^{T-20} \cdot (OP - \beta_p \cdot PP - \gamma_p \cdot ZP) \\ & \text{植物アラによる摂取} \quad \text{動物アラの排泄} \quad \text{無機化} \\ & + R_{IP} \cdot f_D \cdot \theta_{IP}^{T-20} \cdot \frac{A_B}{V} - \frac{1}{\Delta y} \cdot V_{IP} \cdot IP \\ & \text{底泥からの溶出} \quad \text{好気状態でのFeとの結合による沈降(底層)} \end{aligned}$$

ここに、 V_{IP} : 沈降速度である。

これより、嫌気状態で NO₃-N が少なくなった場合に I-P が溶出し、好気状態になると減少するという傾向を再現できており、計算値は実測値に近づく結果となった。(図 3.1-14)

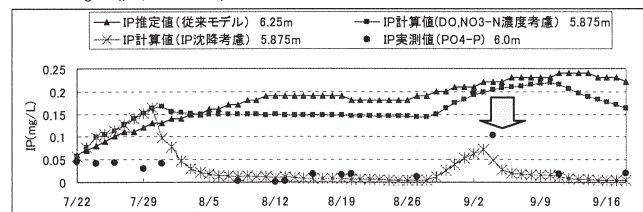


図 3.1-14 底層リン濃度の推定その 2 (2002 年 A 地点)

④2002年のモデル計算検証期間(7/22~9/18)の最初部分において計算値が実測値と乖離している要因についての検討

・検証期間前に発生した出水の影響

検証期間最初である7/22のIP実測値に基づき設定した初期条件では図3.1-15に示すように中層でのIP濃度が高くなっていることから、この数値を用いた計算の中で拡散の効果により7/22以降の底層IPが増加する結果になっていることが考えられる。しかし図3.1-16に示すように実測値の経時変化ではこの時期の各水深のPO4-Pは減少する傾向を示しており、SS濃度の経時変化(図3.1-17)及び三春ダムの流況(図3.1-18)等から、7/22の水深3~5m付近の中層で高くなっているPO4-Pは、7/11の台風により流入した粒子態のPO4-Pであることが考えられる。計算では、I-Pの沈降を考慮していないため、実測値との間に乖離が発生していることが要因の1つとして考えられる。

そこで確認のため、台風による出水の影響が比較的小さくなった時期として8/8の実測値を初期条件としたケースについて試算したところ、計算値と実測値との間の乖離は小さくなった(図3.1-19)。これより、7/11の台風による粒子態のPO4-Pの流入が7/22の貯水池内の水質においても影響しているためであると考えられる。

・流入水質の設定方法の影響

7/22~9/18の検証期間のうち7/22~8/8まではダムへの流入水質の調査結果がないため、この期間については8/8の調査結果を一定値として与えている。この設定方法が影響している可能性もある。

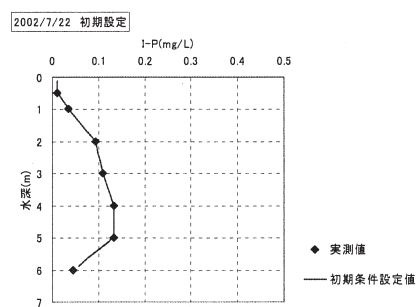


図3.1-15 初期条件として用いた7/22の調査結果

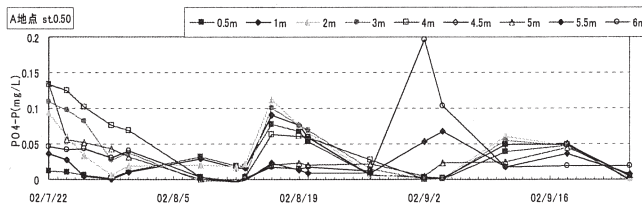


図3.1-16 各水深PO4-P濃度経時変化(2002年A地点)

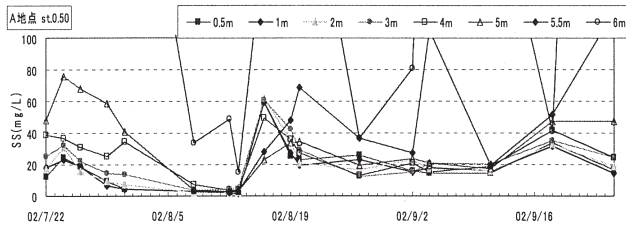


図3.1-17 各水深SS濃度経時変化(2002年A地点)

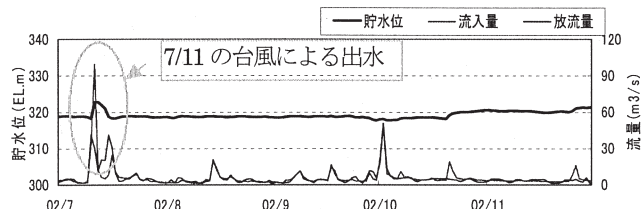


図3.1-18 三春ダムの流況(2002年)

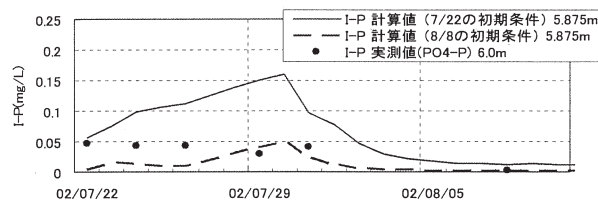


図3.1-19 8/8実測値を初期条件として推定したケース

これらの検討の結果、2002年7月後半の予測と実測との乖離は出水の影響が主な原因と考えられるため、モデル式の変更等はしないこととした。

⑤パラメータの検討

モデルの再現性向上のため、既往モデル等に示されるパラメータについていくつかの変更を加えた。

- ・N03-Nの脱窒率については、N03-N濃度の実測値を踏まえ、年度別に設定した。
- ・プランクトンの増減については、表層Chl-a濃度の日々の変動が大きいことを踏まえ、植物プランクトンの動物プランクトンによる捕食の影響を想定し、変更を加えた。

⑥モデル検討まとめ

これらの検討の結果としてのモデル式を表3.1-5に、パラメータを表3.1-6に、予測結果を図3.1-20にまとめる。表中印のある部分が本研究における検討の結果新たに付加または変更された部分である。なお、連続式、運動方程式、熱・水質収支式には変更を加えていない。

表 3.1-6 モデルパラメータ (検討後)

分類	説明	変数名	区分	単位	パラメータ		
					H17年度設定値		
拡散係数	水平拡散係数	A_x	-	m^2/day	100,000		
	鉛直拡散係数 ^{※1)}	A_y	-	m^2/day	$K_1=50.0$ $b=10^{-7}$		
	鉛直拡散係数 ^{※1)}	D_y	-	m^2/day			
す水する係数に数値	水面反射率	α	-	-	0.05		
	水面吸収率	β	-	-	0.9		
	日照減衰係数	η	-	-	1.5		
植物プランクトンに関する係数	植物プランクトン増殖の最大効果係数 ^{※4)}	β_S	A ^{※3)}	-	$\beta_S=0.00$		
		B	-	-	-		
		C	-	-	-		
	植物プランクトンの最大増殖速度	μ_m	A	-	1/day	2.0	
		B	-	-	-	1.0	
		C	-	-	-	1.0	
	植物プランクトンの最大増殖率を与える最適水温	T_S	A	-	°C	27	
		B	-	-	-	20	
		C	-	-	-	10	
	とがり度係数	ξ	A	-	-	3	
		B	-	-	-	3	
		C	-	-	-	3	
	増殖	植物プランクトンの最適日射量	I_S	A	$cal/cm^2/day$	450	
			B	-	-	300	
			C	-	-	200	
		アモニウム態窒素に関する半飽和定数	K_{NH4}	A	-	mg N/L	0.01
			B	-	-	-	0.01
			C	-	-	-	0.01
		硝酸態窒素に関する半飽和定数	K_{NO3}	A	-	mg N/L	0.01
			B	-	-	-	0.01
			C	-	-	-	0.01
		アモニウム態窒素による硝酸態窒素の吸収抑制に関する係数	ψ	A	-	1/mg N	14×1.462
			B	-	-	-	14×1.462
			C	-	-	-	14×1.462
無機態リンに関する半飽和定数	K_{IP}	A	-	mg P/L	0.001		
	B	-	-	-	0.001		
	C	-	-	-	0.001		
死滅	20°Cにおける植物プランクトンの呼吸によるアモニウム消費率	R_{PP}	A	1/day	0.01		
		B	-	-	0.01		
		C	-	-	-	1.05	
	アモニウム消費率に対する温度係数	θ_{PP}	A	-	-	1.05	
		B	-	-	-	1.05	
		C	-	-	-	1.05	
動物プランクトンに関する係数	動物プランクトンのろ過率	R_z	a	L/mg C/day	2.0		
		b	-	-	0.0		
		c	-	-	-	0.0	
	動物プランクトンの同化率	α_z	A	-	-	1.0	
		B	-	-	-	-	
		C	-	-	-	-	
アモニウムに関する半飽和定数	K_{PP}	A	-	µg C/L	60		
	B	-	-	-	-		
	C	-	-	-	-		
死滅	20°Cにおける動物プランクトンの呼吸による動物プランクトンの消費率	R_z	ZP	1/day	0.0766		
	動物プランクトンの呼吸による動物プランクトンの消費率に対する温度係数	θ_z	ZP	-	1.05		

※1) 鉛直拡散係数はRichardson数を引用した式により設定

$$D_y = K_1 / (1 + R_i) + b$$

$$R_i = \frac{g \frac{d\rho}{dz}}{\rho \gamma \left[\frac{du}{dz} \right]^2}$$

※2) 植物プランクトンを3種に分類

※3)

$$K_1 = \frac{A_1}{V_1} \left\{ \frac{D}{\sqrt{(200 - 60\sqrt{W}) \times 10^{-6}}} \right\} \times 86400$$

※4)

$$\beta_S = \exp(-\beta_{S1} \cdot PP)$$

分類	説明	変数名	区分	単位	パラメータ	
					H17年度設定値	
DOに関する係数	再曝気係数	K_1	DO	1/day	※3)	
		A	-	-	mg O ₂	
		B	-	-	µg Chl a /day	
	20°Cにおける光合成によるDO生産率	K_2	A	-	-	0.12
		B	-	-	-	0.12
		C	-	-	-	0.12
	光合成によるDO生産率に対する温度係数	θ_{DOP}	A	-	-	1
		B	-	-	-	1
		C	-	-	-	1
	消費	溶解態COD物質によるDO消費率	K_{D-COD}	D-COD	mg O ₂ /mg COD/day	0.1
		懸濁態COD物質によるDO消費率	K_{D-PCOD}	P-COD	mg O ₂ /mg COD/day	0.1
		底泥によるDO消費率	r	DO	g O ₂ /m ² /day	0.5
固分分解の速度係数	20°Cのときの懸濁態CODの分解率	R_{PCOD}	P-COD	1/day	0.03	
	20°Cのときの溶解態CODの分解率	R_{DCOD}	D-COD	1/day	0.01	
	COD分解率に対する温度係数	θ_C	COD	-	1.05	
	20°Cのときの有機態リンから無機態リンへの変換率	R_{OP}	O-P	1/day	0.01	
	有機態リンから無機態リンへの変換率に対する温度係数	θ_{OP}	O-P	-	1.05	
	20°Cのときの有機態窒素から無機態窒素への変換率	R_{ON}	O-N	1/day	0.01	
有機態窒素から無機態窒素への変換率に対する温度係数	θ_{ON}	O-N	-	1.06		
閉鎖する速度係数	CODの底泥からの溶出率	R_{WC}	COD	g COD / m ² /day	0.013	
	CODの底泥からの溶出率に対する温度係数	θ_{WC}	COD	-	1.04	
	無機態リンの底泥からの溶出率	R_{WP}	I-P	g P / m ² /day	0.005	
	無機態リンの底泥からの溶出率に対する温度係数	θ_{WP}	I-P	-	1.05	
	無機態窒素の底泥からの溶出率	R_{WN}	I-N	g N / m ² /day	0.01 (好気条件 DO > 1) 0.05 (嫌気条件 DO ≤ 1)	
	無機態窒素の底泥からの溶出率に対する温度係数	θ_{WN}	I-N	-	1.05	
硝化脱窒	20°Cのときの亜硝酸化によるアモニウム態窒素から亜硝酸態窒素への変換率	R_{N1}	NH4-N	mg NO ₂ /mg NH ₄ -N/day	0.003	
	アモニウム態窒素から亜硝酸態窒素への変換率に対する温度係数	K_{N1}	NH4-N	1/°C	0.0693	
	20°Cのときの硝化による亜硝酸態窒素から硝酸態窒素への変換率	R_{N2}	NO2-N	mg NO ₃ /mg NO ₂ -N/day	0.06	
	亜硝酸態窒素から硝酸態窒素への変換率に対する温度係数	K_{N2}	NO2-N	1/°C	0.0693	
	20°Cのときの硝酸態窒素の脱窒率	R_{DN}	NO3-N	mg NO ₃ -N / day	0.100(2002年) 0.010(2003年) 0.001(2004年)	
	硝酸態窒素の脱窒率に対する温度係数	K_{DN}	NO3-N	1/°C	0.1353	
変換率	植物プランクトン中の炭素量とアモニウム態窒素量比	θ_{2P}	A	mg C / µg Chl a	0.05	
		B	-	-	0.05	
		C	-	-	0.05	
	動物プランクトン中のCOD物質とアモニウム態窒素量比	K_P	A	mg COD / µg Chl a	0.06	
		B	-	-	0.06	
		C	-	-	0.06	
	植物プランクトン中のリン量とアモニウム態窒素量比	θ_P	A	mg P / µg Chl a	0.0012	
		B	-	-	0.0008	
		C	-	-	0.0008	
	植物プランクトン中の窒素量とアモニウム態窒素量比	θ_N	A	mg N / µg Chl a	0.012	
		B	-	-	0.008	
		C	-	-	0.008	
植物プランクトン中のリン量と炭素量比	F_P	ZP	mg P / mg C	0.02		
	F_N	ZP	mg N / mg C	0.2		
沈降速度	植物プランクトンの沈降速度	ω_{PP}	A	m/day	0.00	
		B	-	-	0.00	
		C	-	-	0.10	
	懸濁態CODの沈降速度	ω_{2P}	ZP	m/day	0.00	
		ω_C	P-COD	m/day	0.10	
		ω_P	O-P	m/day	0.20	
有機態窒素の沈降速度	ω_N	O-N	m/day	0.20		
	ω_{DN}	O-N	m/day	0.20		
	ω_{DN}	O-N	m/day	0.20		
硝化脱窒	硝化速度(亜硝酸への変換)におけるDOの依存性に関する係数	K_{D01}	NH4-N	mg O ₂ /L	0.5	
	硝化速度(硝酸への変換)におけるDOの依存性に関する係数	K_{D02}	NO2-N	mg O ₂ /L	0.5	
	脱窒の境界DO濃度	DO_{DN}	NO3-N	mg O ₂ /L	2.5	
	リン溶出の境界NO ₃ -N濃度	$NO3_{DN}$	I-P	mg NO ₃ -N / L	0.05	
	無機態リンの沈降速度	V_{IP}	I-P	m/day	0.4	
	無機態リン沈降の境界DO	DO_{DN}	I-P	mg O ₂ /L	1	

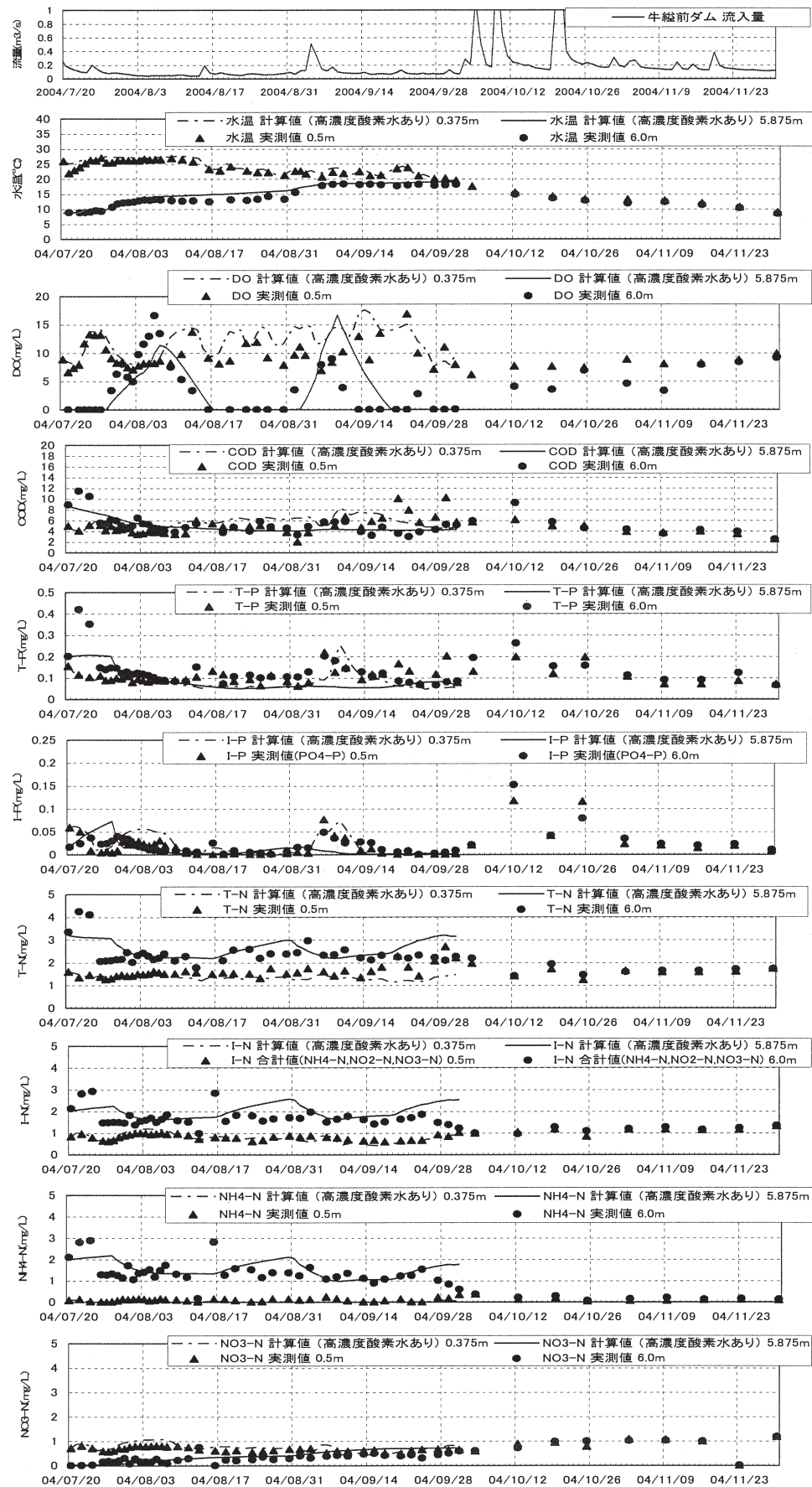


図3・1-20 牛糞前貯水池水質実測値及び推定値の経時変化 (A地点表層及び底層, 2004年)

(3) 溶出速度の推定

嫌気条件でのリン溶出速度は、DOが1mg/L以下におけるリン溶出速度の平均値としてA地点では0.007g/m²/day、B地点では0.005g/m²/dayとなった。結果を図3.1-21に示す。

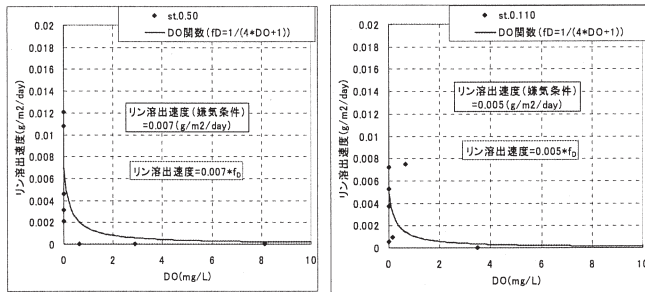


図 3.1-21 リン溶出速度 (A 地点, B 地点)

また窒素の溶出速度の好気、嫌気それぞれの平均値は表3.1-7のとおりとなった。

表 3.1-7 推定窒素溶出速度平均値

	窒素溶出速度 (g/m ² /day)	
	嫌気状態	好気状態
A 地点	0.055	0.016
B 地点	0.046	0.017

(4) 室内実験での溶出速度との比較

この実験期間中に採取した底泥試料を用いた室内静置溶出試験で測定された溶出速度と推定値とを比較する。

調査地点AとBの底泥サンプルを用いて行った平成16年度の溶出速度試験の、嫌気条件における溶出速度(5日までの初期および20日目までの期間から算出)を表3・1-8に示す。この試験は平成16年7月から9月にかけて表3・1-9に示す条件にて実験を行った中で実験開始前の平成16年7月26日と酸素供給開始9日目の8月5日および酸素供給停止17日目の8月23日、酸素供給再開後25日目の9月24日に採泥したサンプルを使っている。KB型柱状採泥器(離合社製)を用いて、アクリル製円筒型カラム(直径4cm×高さ100cm)に厚さ30cmの底泥を採取した。溶出実験と20℃の恒温室にて行ったが、底泥上に満たした水は、貯水池の湖底上0.5mから別途採水した現地水を0.45μmのメンブリフィルターにてろ過したものを用いた。

また調査地点AとDで平成14年(6月17日、8月18日)と平成15年(5月7日、6月30日、7月28日)に採取した底泥サンプルを用いて行った溶出速度試験の嫌気条件(DO2mg/L以下)における溶出速度を表3・1-10³⁾に示す。なおこの試験は平成16年度の試験と異なり底泥上に満たした水は湖底上0.5mから別途採取した現地水をろ過しないで用いている。

表 3・1-8 溶出実験結果(嫌気条件)

条 件	PO ₄ -P mg/m ² /day		NH ₄ -N mg/m ² /day	
	A地点	B地点	A地点	B地点
①酸素供給開始前	14.8(17.5)	13.3(19.3)	53.3(89.9)	76.5(134.6)
②酸素供給開始9日目	7.7(12.5)	8.9(10.6)	9.8(6.5)	46.7(98.5)
③酸素供給停止17日目	7.3(8.6)	13.0(9.9)	30.7(83.1)	71.7(109.2)
④酸素供給再開25日目	14.2(17.1)	10.6(10.0)	21.7(70.3)	23.2(137.4)

* () 内は初期溶出速度

表 3・1-9 実験条件と稼働状

Run No.	期間	吐日数	吐出流量 (m ³ /h)	酸素供給	稼働時間 (h)	稼働時間率 (%)
1	7/28~8/6	10日間	90	有	201	83.6
2(1)	8/30~9/8	10日間	90	有	212	88.2
2(2)	9/9~10/1	23日間	90	有	48	8.7

表 3・1-10 溶出速度、酸素消費速度の結果

年	月	底泥からの溶出量		底泥の酸素消費速度 (SOD)	直上水の酸素消費速度
		PO ₄ -P	NH ₄ -N		
平成14年	6月	24	74	860	-
	8月	7.6	159	1240	-
平成15年	5月	3.0	87	1720	-
	7月	8.0	105	1300	524
	8月	7.7	123	1650	-

これらの実験により得られた溶出速度の平均値とモデル計算により推測された溶出速度の平均値とを比較すると、予測計算による溶出速度はだいたい実測に近い値であるといえる。本システムを用いた連続観測データを用いたモデル計算による溶出速度の予測は、閉鎖性水域の底泥からの栄養塩溶出速度の経時変化を推定する手法として有効であると考えられる。

4. 試験方法の提案

4.1 静置溶出速度試験

4.1.1 静置溶出試験での底質試料の分析方法

(1) リン形態別の含有量測定

底質中のリンの形態の中で、特に溶出現象に関連すると考えられるのは、結合性リンであるが、有機態リン及び難溶性リンについては、長期的な傾向を見る場合にリンの供給源という意味合いを持つため、重要と考えられる。

従って、必要に応じて、TP、PO₄-P 以外にもリンの形態別分析を行うようにする。

(2) 底泥中 ORP および間隙水中の水質の測定

後述する柱状採泥器により底泥試料を採取した後、速やかに実験室にて、底泥の酸化状態を把握するために深さ方向の ORP を測定する。

引き続き、数 cm 単位で底泥を切り出し、遠心分離とろ過を行って間隙水試料を得る。分析項目としては TOC、NH₄-N、NO₂-N、NO₃-N、PO₄-P を測定することが重要である。また溶出量と金属との関係は大きいことが示唆されるため可能であれば Fe、Mn も分析する。

(3) 底泥直上水の水質の測定

間隙水と底泥直上水との水質の関係が溶出の重要な要因となることから、採泥の際には底泥直上水の水温、DO、pH、各態 N・P などの水質を測定・分析することも極めて重要である。

4.1.2 霞ヶ浦底質を用いた静置溶出試験

(1) 試料採取方法の違いによる溶出試験への影響

底質の試料採取方法の違いによる溶出試験への影響を調べるため、平成 17 年 6 月に霞ヶ浦湖心において潜水夫と簡易型柱状採泥器の異なる底質の採取方法で採泥を行い、溶出速度の比較試験を実施した。その条件は表 4.1-1 に示す。

表 4.1-1 底質試料採取方法の違い

ケース名	採泥方法	アクリル管内径	アクリル管長さ	底質調整
D-10	潜水夫	10cm	50cm	無し
D-4	潜水夫	4cm	100cm	無し
K-10	簡易型柱状採泥器	10cm	50cm	引き抜き
K-4	簡易型柱状採泥器	4cm	50cm	100cmに移す

この 4 つの試験系を用いて、20 日間溶出試験を行い結果について比較した。使用した簡易型柱状採泥器はアクリル管：直径 4cm と 10cm が適用可能である。しかしながら、直径 4cm のアクリル管では分析に供試する水量が不足するため、長さ 100cm のアクリル管を使用することとした。簡易柱状採泥器を使用した試験系は、底質試料を持ち帰った後、引き抜き及び詰め替え作業を実施した。

図 4.1-1 の結果から溶出量で見ると、以下のことが考察される。

K-4 では 50cm のアクリル管より、100cm のアクリル管に移し変える作業を伴い、この際、底泥を押し出す形になり多少の変形が生じたため、初期溶出が大きい結果になった可能性がある。一方、D-4 では 10 日目までの溶出速度が逆に遅い傾向であった。これは内径が小さく水深が深いため、何らかの水理学的要因が溶出速度に関与したことが考えられる。

こうしたことから、採泥は潜水夫を利用してとるのが望ましいが、その場合においても内径が大きい 10cm を使用する。また内径 10cm であれば、簡易柱状採泥器による採泥で調整を行っても、潜水夫を利用した場合とほぼ同じ溶出速度が得られることがわかった。

また、直上水は現地採取状態のまま運搬実施することが望ましいとあるが、今回のように試料ろ過、交換を実施した試験とどの程度の差が生じるかについても検討しておく必要がある。

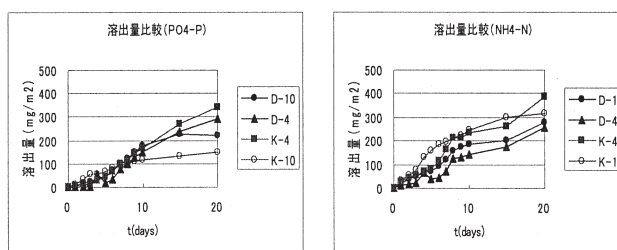


図 4.1-1 溶出量の比較 (嫌気条件)

(2) 溶出試験における設定条件

溶出速度は、水温、DO 濃度、NO₃-N 濃度の影響を受けることから、現場における溶出速度を再現するためには、これらの条件を現場と同様に設定する必要がある。

それぞれの場合ごとに留意すべき点は、以下の通りである。

①現場が嫌気状態であり、溶出試験においても嫌気状態で測定を行う場合、図 4.1-2 に示すように、PO₄-P の溶出速度は安定的である。NH₄-N については、時間経過とともに溶出速度が低下する傾向にあるが、これは沈降してくる有機態窒素の影響が、溶出試験では再現されていないためであると考えられる。

このため、NH₄-N 溶出速度の算定においては、試験開始から 4 日目程度までの値を用いることが望ましい。

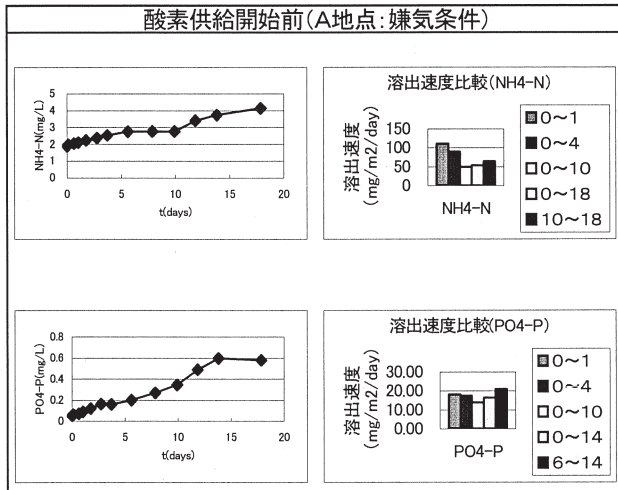


図 4.1-2 現場が嫌気状態である底泥の嫌気溶出試験結果

②現場において、DO 濃度は 0 であるが NO₃-N が存在する場合、図 4.1-3 に示すように、嫌気状態での溶出試験において PO₄-P の溶出速度が大きく変化することがある。これは、初期の NO₃-N 存在期間においては PO₄-P の溶出が抑制されているが、脱窒により NO₃-N 濃度が 0 となった後に、PO₄-P 溶出速度が増加したことによる。

このため、現場の条件に適合する範囲のデータを用いて、溶出速度を算出することが必要である。

また、脱窒は比較的速やかに進行することから、現場の状況も変わりやすいと考えられる。このため、現場底層水中の NO₃-N 濃度の変化に注意し、濃度が 0 となった場合には、再度、採水・採泥を行い、溶出試験を行うことが望ましい。

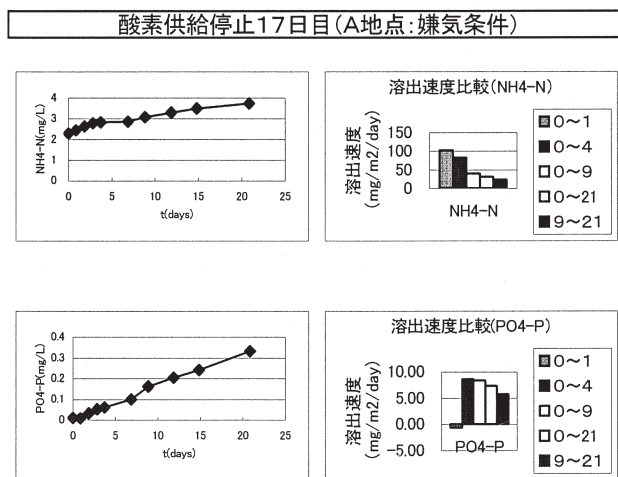


図 4.1-3 現場が無酸素かつ NO₃-N 存在である底泥の嫌気溶出試験結果

③現場が好気状態であり、溶出試験においても好気状態で測定を行う場合、図 4.1-4 に示すように、PO₄-P 溶出速度が小さいことが影響して、溶出傾向が安定しないことがある。

このような場合には、ある程度の期間の平均値として評価するか、または複数カラムを設置して、その平均で評価することが望ましい。

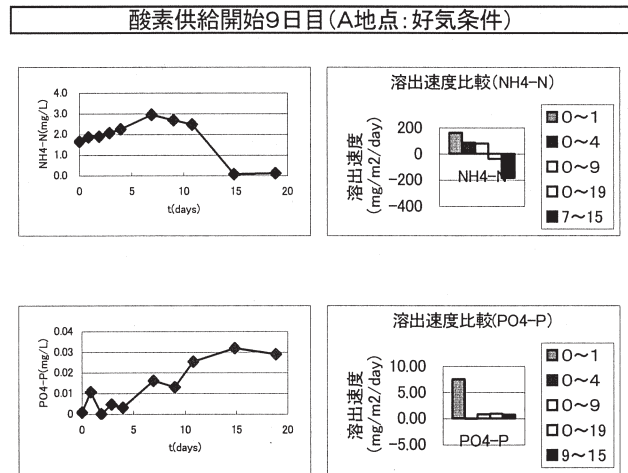


図 4.1-4 現場が好気状態である底泥の好気溶出試験結果

なお、以上の現場における溶出速度再現を目的とする溶出試験の他に、底泥からの最大の溶出可能性を調べるため、嫌気状態において溶出速度を調べる試験も考えられる。この場合、現場の底層水が好気条件であれば、安定した溶出速度を得るには時間を要するので、分析頻度を適宜設定し、水質の経時変化を把握することが望ましい。

(3) SOD 試験

平成 17 年 8 月と 11 月に SOD 試験を実施した。2 つの試験は試験方法が異なり、8 月の試験においては① DO 測定時に水の攪拌を行わず、②水面とカラム上端の間の空間は窒素ガスを連続して流した。

一方 11 月の試験においては、①DO の測定時に直上水の観測攪拌 (50rpm) を行い、②直上水との接触面に窒素ガスを流入させずにゴム栓でほとんど隙間がないように封入した。

図 4.1-5 は 2 つの SOD 試験結果を比較したものである。特に直上水のみデータを注目すると、11 月の DO 減少が緩やかであるのに対して、8 月の場合ほとんど底質と同様であり、150 時間後には、底質の入ったものよりも低い値となっている。このことから、窒素ガスの空間部分への供給が直上水中の溶存酸素の揮散を促進している可能性があると考えられる。

底質の還元力が強く SOD 試験が短期間に終了する場合はこのようなことが問題となることは無いと考えられるが、直上水、底質の酸素消費が緩やかで酸素消費速度が遅い場合には、問題となる。このことから、SOD 試験においては水面とカラム上端の間への窒素ガス注入は行わず、水面に密着するように蓋をすることが望ましい。

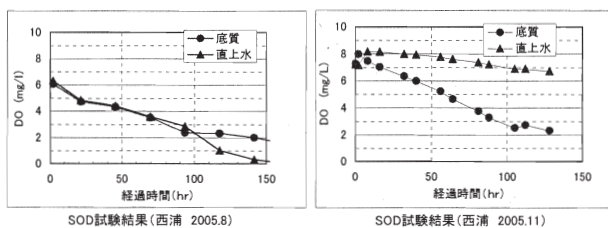


図 4.1-5 SOD 試験結果の比較

4.2 巻き上げ予備試験の検討

栄養塩類溶出の視点からの巻き上げ試験については明文化された方法がないが、巻き上げによる栄養塩溶出量が多い場合もあることから、その試験方法について検討した。

(1) 試験方法

①試験装置

図 4.1-6 に示すように、スタンドに攪拌装置 (EYELA 製) をプロペラがコアサンプラーの中央になるよう垂直にセット

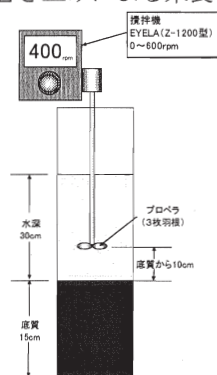


図 4.1-6 巻き上げ試験装置

し、さらにプロペラの下部の高さが底質表面から 10cm の位置になるように固定した。攪拌速度を 50rpm 間隔で上昇させていき、同一回転数を 5 分～10 分間保った後、プロペラ上部 5cm の位置から試料を 30ml ずつ採取して、水質を測定した。攪拌速度の上限は 400rpm とした。

②試料高さの調整

現地採取状態そのままか、コアサンプル底部より底質を引き抜き高さ調整したものを使用した。底質高さを調整した場合は、底質表面の乱れが生じるため、静置してから試験を実施した。

③直上水の交換

現地採取状態そのまま、直接攪拌を実施か、現地より採取してきた直上水をろ過し、(GF/B) 空気及び窒素で曝気した直上水に交換して実施した。

④測定項目

試験開始・終了時 ORP、pH

⑤水質分析項目

SS、濁度、DOC、NH₄-N、PO₄-P、NO₃-N、NO₂-N、D-P、D-N

⑥試験環境

室温 21～23℃、明条件、直上水温度 (15℃～20℃)、泥温 (10℃～20℃)

⑦試験ケース

表 4.1-2 に予備試験での試験条件とケースの一覧表を示す。試験ケース 1～3 までは、吸光度計での吸光度測定を濁度として、カオリン、現地底質 (西浦 6/16 採取試料) を用いて、プロペラの形状、巻き上げ試験での回転数と濁度、SS の関係把握、及び各回転数での継続時間と巻き上げた底質の濃度分布等について調べた。試験ケース 4～6 では、攪拌の回転速度と SS、濁度の関係を調べるとともに、溶出される栄養塩類について調べた。試験ケース 7～12 では、北浦、西浦それぞれの底質を用いて嫌気、嫌気から好気、好気の下での巻き上げによる栄養塩の濃度変化について調べた。

⑧予備試験における結果の概要を表 4.1-3 に示す。

⑨SS と濁度の関係について

巻き上げ試験では、底泥試料採取地点で実際に起こっている巻き上げ現象を推測し、室内試験での巻き上げ強度との比較の中で巻き上げ試験結果の評価することが必要となる。

巻き上げ試験では攪拌の強度の決定は濁度を指標とするが、現地観測データとして SS のみ利用可能である場合が多いため、濁度と SS との関係の確認が必要である。

SS と濁度について、各試験でのデータを地点別、条件別に分けて、相関を調べた。回帰直線の式の傾きが大きくなることは、図 4.1-7 に示すように Y 軸に濁度をとった場合、同じ濁度に対して、SS の濃度が低くなっているか、同じ SS 量で濁度が高くなっているかである SS の量が変わらず濁度が増えるということは、SS の粒子が小さく、光を散乱していると考えられることができる。

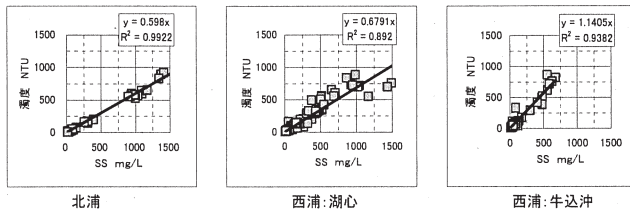


図 4.1-8 各底質を用いた濁度と SS の関係

具体的には、プロペラ攪拌による粒子細分化により濁度が上昇したと予想される場合や、初期の SS に対する粒子構成の違いが影響していると考えられる。

図 4.1-8 は北浦、西浦湖心、牛込沖の SS と濁度の関係を示したもので、傾きから推定した底質の粒子の大きさは、北浦(0.598) < 西浦湖心(0.679) < 西浦牛込沖(1.141)となる。また図 4.1-8 のとおり巻き上げ予備試験と全試験の傾きは 0.616 と 0.677 であった。

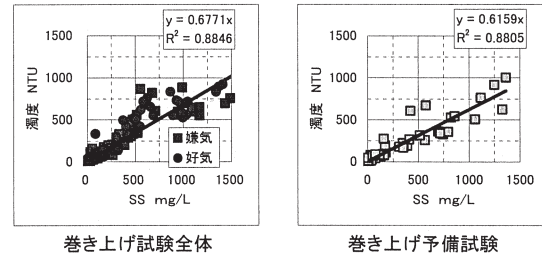


図 4.1-8 巻き上げ試験・予備試験の濁度と SS の関係

(2) 巻き上げ試験についてのまとめ

- 巻き上げのための攪拌は 5~10 分、直上水中の SS 及び濁度の濃度が一定とるまで実施する
- 試験に供与する底泥試料は、採取後すぐのものを用いる。
- 攪拌強度と濁度とは供与試料の表面の状態や酸化状態により異なるため、その都度予備試験を実施して確認する必要がある。
- 予備試験にて SS と濁度の関係を調べ、その上で底泥採取地点で想定される巻き上げ現象を再現するための攪拌強度を決めることが望ましい。

表 4.1-2 予備実験における実験条件一覧表 (実測定値を含む)

ケース名	底質採取地点		直上水		直上水のバブリング		直上水高さ	底質高さ	直上水 DO	直上水 ORP	採水位置	攪拌時間	プロペラ形状	攪拌速度	測定項目		
	西浦	北浦	未交換	交換	嫌気	好気									濁度	SS	CNP
実験ケース 1	カオリン*		-	-	-	-	-	-	-	-	上下	15分	大/小	100	吸光度	-	-
実験ケース 2	カオリン*		-	-	-	-	-	-	-	-	上	15分	小	100~250	吸光度	-	-
実験ケース 3	6/16	-	-	-	-	-	-	-	1.78	-	上	10分	小	0~400	吸光/濁度	○	○
実験ケース 4	-	-	○	-	-	-	11	39.5	-	-197	上	5分	小	0~250	濁度	○	○
実験ケース 5	-	8/24	-	○	-	-	28.3	16.5	-	239	上	5分	小	0~400	濁度	○	○
実験ケース 6	-	-	-	○	-	-	27.5	16.5	-	204	上	5分	小	0~400	濁度	○	○
実験ケース 7	-	-	-	○	○	-	30	15	0~0.2	116~130	上	5分	小	0~400	濁度	○	○
実験ケース 8	-	8/24	-	-	-	○	30	15	7.93~7.17	125~-104	上	5分	小	0.200, 400	濁度	○	○
実験ケース 9	-	-	-	○	-	○	29	16 *	7.9~7.62	158~108	上	5分	小	0~400	濁度	○	○
実験ケース 10	-	-	-	○	○	-	30	15	0~0.8	176~20	上	5分	小	0~400	濁度	○	○
実験ケース 11	-	8/23	-	-	-	○	30	15	1.13~0.58	141~33	上	5分	小	0.200, 400	濁度	○	○
実験ケース 12	-	-	-	○	-	○	30	15	8.88~7.68	179~147	上	5分	小	0~400	濁度	○	○

* 攪拌位置はすべてのケースで底質より10cm上 実験ケース9の16*:底質高さが、同一の底質で実験を繰り返すうちに増加した

表 4.1-3 予備実験における実験結果概要一覧表

ケース名	底質の巻き上げが生じた攪拌速度	濁度が測定不能になった攪拌速	リンの傾向	アンモニアの傾向	備考
実験ケース 1			-	-	プロペラ2種類を比較、大きいプロペラの場合は攪拌が強くなりすぎため、不採用
実験ケース 2			-	-	採取位置による濁度の違いを確認、上下大きな差がないため、プロペラの上部で採水。攪拌時間の長さを目視により確認、15分から10分へさらに以後5分へ短縮
実験ケース 3	150rpm	なし	-	-	
実験ケース 4	100rpm	78	150rpm	大きく減少	嫌気~好気への変化時にPO4-Pが大きく減少、NH4-Nは変化なし
実験ケース 5	200rpm	23	なし	やや減少	嫌気~好気への変化時にPO4-Pがやや減少、NH4-Nは変化なし
実験ケース 6	300rpm	20	なし	ほぼ一定	嫌気~好気への変化時にPO4-P、NH4-Nとも変化なし
実験ケース 7	200rpm	21.8	なし	やや増加	嫌気~嫌気の場合はPO4-Pが増加、NH4-Nは変化なし
実験ケース 8	200rpm	335	400rpm	やや減少	嫌気~好気への変化時にPO4-Pがやや減少、NH4-Nは増加
実験ケース 9	200rpm	17.1	400rpm	減少	好気~好気の場合はPO4-Pがやや減少、NH4-Nは増加
実験ケース 10	200rpm	38.8	なし	やや増加	嫌気~嫌気の場合はPO4-Pが増加、北浦と異なりNH4-Nは増加
実験ケース 11	200rpm	260	400rpm	ほぼ一定	嫌気~好気への変化時にPO4-Pがやや減少、NH4-Nは増加
実験ケース 12	300rpm	76	400rpm	やや増加	好気~好気の場合はPO4-P、NH4-Nともやや増加

嫌気性及び、直上水を交換せずに攪拌を実施した場合

5. まとめ

5.1 平成17年度結果まとめ

平成17年度は、ダム貯水池底泥に関して、底泥性状の季節変動調査、底層水への高濃度酸素供給が底泥間隙水に与える影響調査、長期酸素供給が底泥性状に与える影響調査、モニタリングデータを用いた溶出速度検討を行うとともに、霞ヶ浦底泥を用いた巻き上げ時の溶出状況調査を行い、以下の結果を得た。

- 1) ダム貯水池の底泥性状について季節変動を調べることにより、底層水 DO 濃度の間隙水 TOC 濃度への影響、間隙水 TOC 濃度と間隙水 $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度の関係、間隙水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度分布に影響する因子など、溶出機構を明らかにした。
- 2) 底層水への高濃度酸素供給が、底泥間隙水中の TOC、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度に与える影響を明らかにし、DO 濃度の上昇により底泥からの $\text{PO}_4\text{-P}$ 溶出が抑えられる機構を明らかにした。
- 3) 底泥試料の上相水を長期間好気状態に保つ実験により、好気条件持続が底泥の酸化層厚さと間隙水 $\text{PO}_4\text{-P}$ ・ $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度に与える影響を明らかにした。
- 4) ダム貯水池における連続的な水質モニタリングデータを用いてモデルシミュレーション計算を行い、貯水池底泥からの溶出速度を算出した。これにより、室内溶出試験における測定値の評価を行った。
- 5) 霞ヶ浦底泥を用いて、湖水流動時の底泥巻き上げに伴う栄養塩類溶出特性を評価した。
- 6) 室内で行う溶出試験方法について、現存マニュアルに記載されていないが試験結果に大きな影響を与える可能性のあるポイントについて整理し提案した。

5.2 年度別調査概要

各年度の調査の概要は次のとおりである。

平成13年は貯水池底泥を用いた室内静置溶出試験を行い、次のような結論が得られた。

- 1) 嫌気条件で行った試験下での直上水の窒素濃度変動には、溶出だけでなく脱窒も影響を与えている可能性が推察された。
- 2) 試験容器内の充填泥厚に関しては、15cm と 30cm で溶出速度に明確な差を観測することができなかった。

平成14年度の調査では富栄養化がみられる湖沼や貯水池における現地調査、底層環境改善実験及び採取した底泥サンプルを用いた室内試験を行い、次のような結果が得られた。

- 1) 水温や DO 及び ORP センサー等による連続測定をベースとした水柱と底泥表層のモニタリングシステムを試作し、湖内環境と底泥から汚濁物質が溶出する条件の観測を行った。
- 2) 湖沼底泥を用いた室内溶出実験によって擬似浚渫泥厚と溶出量の関係について検討した結果、リン及び窒素の溶出には底泥の表層部の寄与が大きいことが判った。
- 3) 貯水池で行った底層への酸素供給実験では、酸素供給による底泥からの栄養塩溶出抑制効果と深層水中における硝化・脱窒の促進効果を確認した。

平成15年度はダム貯水池における現地調査、底層環境改善実験及び採取した底泥サンプルを用いた溶出試験、酸素消費速度試験など室内試験を行い、次のような結果が得られた。

- 1) 平成14年度に引き続き貯水池底層への酸素供給実験を行い、水柱の水温、DO 及び ORP をセンサーで連続観測するとともに、酸素供給の有無による水柱の酸化環境と栄養塩濃度の変化を観測した。この結果、好气的環境では存在の見られないリン濃度が酸素供給停止にとともに上昇する傾向が見られたが、14年度ほど明確ではなかった。
- 2) 高濃度酸素水の供給前後で底泥試料を採取し、静置下無酸素状態で溶出試験を行った結果、窒素溶出速度の変化は見られなかった。なお、窒素曝気を行ったにも係わらず実験初期に溶存酸素の上昇が見られた。
- 3) 上層・中層・下層の貯水池底泥を用いた振とう回分溶出試験を行い、栄養塩類の溶出速度と溶出ポテンシャルに及ぼす諸因子の影響を定量的に評価した。この結果から、好气的環境下では深さの違いによるリンの溶出量の差は小さいこと、また、溶出試験後の溶出濃度、溶出速度はどちらも好気より嫌気、低温 (5℃) より比較的高温 (20℃) の方が大きく、溶出が促進されることが示された。一方、硝化速度は、好气的な環境では、上層底泥の方が中層、下層よりも著しく大きくなることが示された。

平成16年度はダム貯水池における底層環境改善実験、及び、採取した底泥サンプルを用いた栄養塩溶出試験や酸素消費速度試験などを行い、次のような結果が得られた。

- 1) 平成15年度に引き続き貯水池底層への酸素供給実験を行い、水柱の水温、DO 及び ORP をセンサーで連続観測するとともに、酸素供給の有無による水柱の

酸化環境と栄養塩濃度の変化を観測した。この結果、好気的環境でのリンの溶出抑制と嫌気的環境でのリン溶出の傾向が確認され、また、指標としてのORPの有効性が示唆された。

- 2) 高濃度酸素水の供給前後で底泥試料を採取し、静置状態・嫌気条件で溶出試験を行った結果、底泥への酸素供給によって底泥の $\text{PO}_4\text{-P}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 溶出ポテンシャルが低下する傾向が把握できた。
- 3) 貯水池底泥を用いた振とう回分溶出試験を行い、栄養塩類の溶出速度と溶出ポテンシャルに及ぼす諸因子の影響を定量的に評価した。その結果、嫌気条件下では初期リン溶出速度が顕著に大きい、2日間ほどでその溶出は終了すること、溶出リンは底泥中ではFeなどと結合していたと考えられること、好気条件においても緩速ながらリンは溶出し、最終的に嫌気条件における溶出量の25~50%程度まで溶出することが明らかになった。

平成17年度は富栄養化の現象が見られる湖沼やダム貯水池における現地調査、底層環境改善実験、採取した底泥試料を用いた室内実験等を行い以下の結果を得た。

- 1) 底泥性状の季節変動から、底層水DO濃度の間隙水TOC濃度への影響、間隙水TOC濃度と間隙水 $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度の関係、間隙水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度分布に影響する因子など、溶出機構を明らかにした。
- 2) 共同研究により開発した新たな底層水への高濃度酸素供給装置と連続水質監視システムにより、底層水DO濃度の上昇により底泥からの $\text{PO}_4\text{-P}$ 溶出が抑えられる機構を明らかにした。
- 3) 底泥試料の上相水を長期間好気状態に保つ実験により、好気条件持続が底泥の酸化層厚さと間隙水に与える影響を明らかにした。
- 4) ダム貯水池における連続的な水質モニタリングデータを用いてモデルシミュレーション計算を行い、貯水池底泥からの溶出速度を算出し、室内溶出試験における測定値の評価を行った。
- 5) 霞ヶ浦底泥を用いて、湖水流動時の底泥巻き上げに伴う栄養塩類溶出特性を評価した。
- 6) 溶出試験方法について現存マニュアルに記載がない重要なポイントを整理し提案した。

5.3 全体成果

5.3.1 底泥からの栄養塩等の溶出機構の解明

富栄養化がみられる湖沼や貯水池における現地調査、底層環境改善実験及び採取した底泥サンプルを用いた室内試験を行い、底泥からの栄養塩等の溶出機構に関

する次のような知見を得た。

ダム貯水池底泥に関して、底泥性状の季節変動調査、底層水への高濃度酸素供給が底泥間隙水に与える影響調査、長期酸素供給が底泥性状に与える影響調査を行うとともに、霞ヶ浦底泥を用いた巻き上げ時の溶出状況調査を行い、次のような成果を得た。

(1) 底泥性状と溶出の関係では、

- ・ ダム貯水池の底泥性状について季節変動を調べ、底層水DO濃度の間隙水TOC濃度への影響、間隙水TOC濃度と間隙水 $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度の関係、間隙水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度分布に影響する因子など、溶出機構について未解明であった部分を明らかにした。
- ・ 底層水への高濃度酸素供給実験を行い、底層水のDOが底泥間隙水中のTOC、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度に与える影響を明らかにし、DOの供給により $\text{PO}_4\text{-P}$ 溶出が抑えられる機構を明らかにした。

(2) 外力による底質表面の変化と溶出との関係では、

- ・ 霞ヶ浦底泥を用いた巻き上げ溶出試験を行い、湖水流動時の底泥巻き上げに伴う栄養塩類溶出特性を明らかにした。

(3) 湖水の水質と底泥性状の関係では、

- ・ 底泥試料の上相水を長期間好気状態に保つ実験を行い、好気条件を持続させることが底泥性状を改善すること、間隙水 $\text{PO}_4\text{-P}$ ・ $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度に与える影響を明らかにした。

5.3.2 底泥からの水への栄養塩等溶出量推定方法の提案

底層水への高濃度酸素供給装置と連続水質監視システムを開発し、ダム貯水池における底層水のDO条件変化による水質変化を連続的にモニタリングするとともに、この水質モニタリングデータを用いてモデルシミュレーション計算を行い、次のような成果を得た。

- 1) 底泥からの栄養塩溶出状況の監視にあたってはORPが指標として有効であることを明らかにした。
- 2) 溶出量に影響を与えるいくつかの新しい項目を同定し、その影響を把握した。
- 3) 貯水池底泥からの溶出速度を算出し、室内溶出試験における測定値に近い推定値を得た。

5.3.3 底泥からの栄養塩等の溶出量推定のための試験法の提案

現在底質調査に広く活用されている「底質の調査・試験マニュアル」(社団法人 底質浄化協会)について、特に記述がないが試験結果に大きな違いを生じるなど重要なポイントを整理した。

※この研究には当チームの交流研究員 中菌孝裕氏も従事した。

また、科学研究費補助金において共同して研究を行っている岐阜大学工学部土木工学科水質安全研究室の李助教授及び学生の水田幸弘氏の研究成果のうち、土木研究所も担当した部分を使用している。

参考文献

- 1) Ihenyen, A.E. (2003): A Study of Vertical Distribution of Heavy Metals and Organic Content in Recent Sediment Cores from the Eastern Niger Delta, Nigeria. *Environmental Sciences*, 10:303-311.
- 2) 佐々木稔、田中宏明、李建華、和田順之輔、中村圭吾、柴田省三、田中克知、福井真司：底層環境改善のためのモニタリング技術と活用、環境システム計測制御学会誌、第7巻、第2号、pp.237-240, 2002
- 3) 和田順之輔、津森ジュン、田中宏明、李建華、田中克知、柴田省三、福井真司：貯水池底泥からの栄養塩の溶出について、第40回環境工学研究フォーラム講演集、(社)土木学会環境工学委員会、pp.135-137, 2003
- 4) 建設省土木研究所：貯水池の冷濁水ならびに富栄養化現象の数値解析モデル（その1）、昭和62年3月
- 5) 楠田他：生態系とシミュレーション、朝倉書房、2002
- 6) 秋山他：藻類の生態、内田老鶴圃、1986
- 7) 藤田他：水-底質相互作用モデルによる博多湾のリン循環の数値予測、水環境学会誌、Vol.24、No.1、p48-57、2001
- 8) 中田喜三郎：生態系モデル—定式化と未知のパラメータの推定法—、海洋工学コンファレンス論文集、1993
- 9) 河川および湖沼の底泥からの栄養塩類の溶出（土木研究所資料第1165号、昭和51年10月）
- 10) 湖沼水質調査法（講談社、1995）
- 11) ダム貯水池の水質（水資源開発公団試験研究所報告書第99405号、平成12年3月）