



Title	回分式活性汚泥法による活性汚泥モデルの研究
Author(s)	古屋, 勇治; 佐々木, 康成; 森岡, 崇行 他
Description	第4回衛生工学シンポジウム (平成8年11月7日 (木) -8日 (金) 北海道大学学術交流会館) . 3 計画展望、モデリング . 3-3
Citation	衛生工学シンポジウム論文集, 4, 104-109
Issue Date	1996-11-01
Doc URL	https://hdl.handle.net/2115/7833
Type	departmental bulletin paper
File Information	4-3-3_p104-109.pdf



3 - 3

回分式活性汚泥法による 活性汚泥モデルの研究

○古屋勇治、佐々木康成、森岡崇行（富士電機総合研究所）、古米弘明（茨城大学工学部）

1. はじめに

有機物・窒素・リン同時除去プロセスの研究が盛んに行われているが、生物学的に3成分を除去するためには、大別して4種類の微生物（従属栄養細菌、亜硝酸菌、硝酸菌、脱リン細菌）の3種の生育条件（嫌気条件、無酸素条件、好気条件）を適切に管理する必要がある。従来、こうした高度処理プロセスの運転や研究開発は熟練者の経験にたよることが多かった。しかし、近年になって IAWPRC Model No. 1¹⁾、IAWQ Model No. 2²⁾等の活性汚泥モデルが発表され、処理水質の挙動をモデル計算によっても検討できる可能性が高まってきた。

筆者らはこのようなモデル開発の動向を踏まえ、下記の事項を想定して微生物反応シミュレーション技術の研究を行っている^{3) 4)}。

- (1) 微生物を利用した窒素・リン除去プロセスの最適運転条件設定、処理性能予測がある程度可能となる。
- (2) トラブル時に処理性能回復のための最適運転条件（最短ルート）を推定できる。
- (3) 高度処理施設の設計を支援することができる。
- (4) 教育訓練シミュレーターとして、維持管理要員の研修に利用できる。
- (5) 窒素・リン除去プロセスに関する実験データの解析に利用し、今後の研究方針を探ることができる。

こうした目的を達成するためには、特定プロセスを対象として前述モデルを基礎に応用モデルを開発し、さらに応用モデルの予測結果が実データと適合するか検証する必要がある。今回は、各種生物反応の挙動が視覚的に理解しやすい回分式活性汚泥法を対象としてモデル開発を行い実験結果と比較したので報告する。

2. モデルの基本構造

図-1は研究の基礎とした IAWQ Model No. 2 の概念図である。流入する基質は主に加水分解性基質、発酵可能基質、発酵産物の3種類で、加水分解性基質は加水分解によって発酵可能基質に変化し、発酵可能基質は発酵のプロセスを得て、微生物の利用しやすい発酵産物に変化する。従属栄養細菌は酸素の存在する条件では、酸素呼吸をして代謝維持エネルギーと共に菌体合成のためのエネルギーを獲得して増殖する。また、酸素が存在しない条件では、硝酸呼吸をして同様に増殖する。亜硝酸菌は酸素が存在する条件で、アンモニア性窒素を亜硝酸塩に変え、硝酸菌は亜硝酸塩を硝酸塩に変える。脱リン細菌は、嫌気状態でポリリン酸を加水分解してエネルギーを獲得し、発酵産物などを PHA として貯蔵する。この過程で PO_4-P を放出する。また、好気状態では PHA を利用して増殖し、ポリリン酸を貯蔵する。この過程で PO_4-P を吸収する。それぞれの微生物は死滅によって、それ自体が再び有機基質に変化し、一部は生物分解できない不活性有機物になる。さらに、図-2に示すように脱リン細菌に脱窒能を持たせるために、無酸素状態での増殖、無酸素状態でのポリリン酸の蓄積過程をモデルに追加して脱リン細菌に脱窒能を持たせたモデルでも検討を行った。

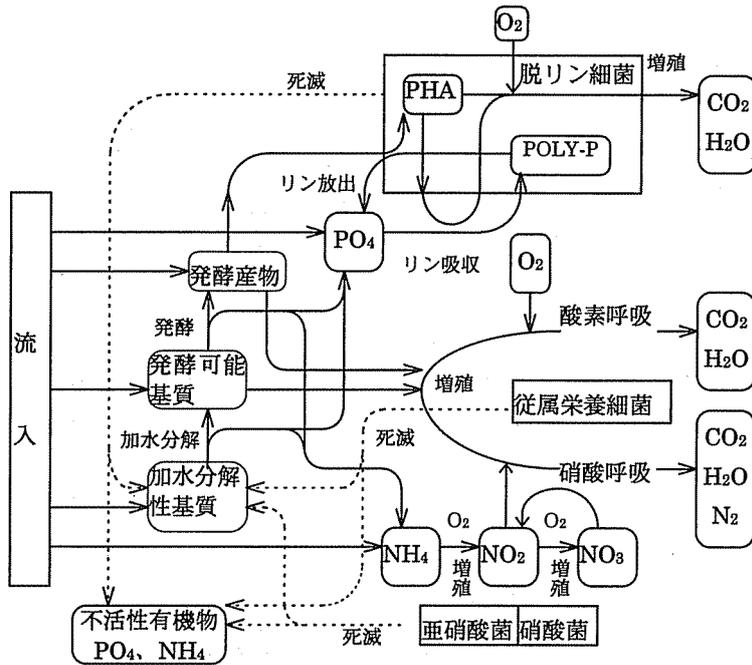


図-1 微生物反応モデルの概念図 (IAWQ Model No.2)

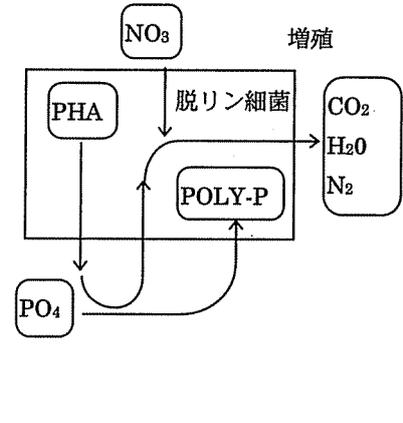


図-2 脱窒能を追加した脱リン細菌のモデルの概念図

3. 実験方法

(1) 実験装置

図-3に回分式実験装置概要を示す。反応槽は角型で有効容量は100L、攪拌機、散気管、ヒーター、クーラーを備えている。原水は安定な水質を得るために表-1に示す成分の人工下水を用いた。人工下水は表-1に示す濃度の20倍のものを作成し、オートクレーブ処理をした後、冷蔵庫内の容器に保管した。原水供給時は、その容器からポンプでくみ上げ調整槽において、水道水で希釈して反応槽に投入した。処理水の排出は反応槽の側面(100L満水時に25L排出可能な位置)に設置してある電磁弁で行った。センサーは測温抵抗体、DO計、ORP計、pH計を設置し、機器の制御はパソコンで行った。

(2) 実験条件

1サイクル6時間の嫌気-好気処理を行い、滞留時間を24時間として、1サイクルで25Lの処理水を排出する運転を行った。1サイクルは攪拌工程2時間、曝気工程3時間、沈殿工程30分、排出工程30分とした。原水はサイクル開始直後から1時間の間に25Lを投入した。曝気工程では溶存酸素濃度を2.5mg/Lに制御した。SRTは20日として、汚泥を1サイクル当たり1.25L引き抜き、水温は20℃に制御した。水質分析試料として汚泥混合液を0.45μmのメンブレンフィルターでろ過したものを用いた。

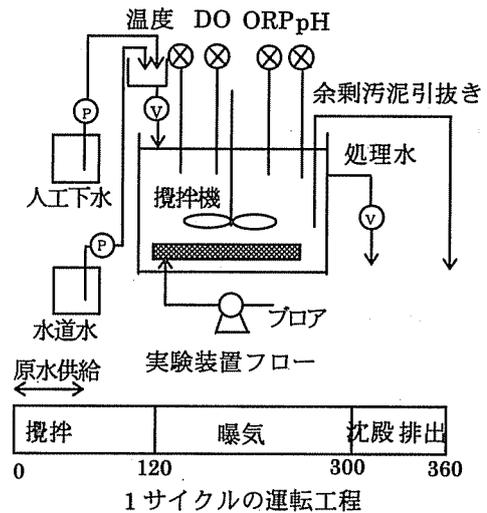


図-3 回分式実験装置概要

表-1 人工下水の成分と水質

人工下水成分	濃度(mg/L)
Glucose	140
PolyPepton	140
KH ₂ PO ₄	25
NaCl	100
NaHCO ₃	150
(NH ₄) ₂ SO ₄	70
水質	濃度(mg/L)
BOD	200
TOC	120
T-N	36
T-P	6

4. 実験結果及び計算結果と考察

(1) IAWQ Model No. 2 の定数で計算

計算は IAWQ Model No.2 を基にして行い、回分式活性汚泥法の沈殿工程と排出工程のモデル化は行わなかった。また、硝化反応は $\text{NH}_4\text{-N}$ から $\text{NO}_3\text{-N}$ に変化する 1 段階の反応とした。

図-4 は前記実験条件で約 1 ヶ月間運転を行って、反応槽内の水質変化が安定している状態（定常状態）における、1 サイクル中の槽内の水質変化（プロット）と計算結果（実線）である。計算に使用した化学量論係数と動力学定数は、IAWQ Model No.2 の標準値を使用した。人工下水の有機物のうちグルコースを発酵可能基質、ペプトンを加水分解性基質として計算した。サイクルの初期値として、水質濃度は実験結果から与え、菌体濃度はその初期値が汚泥引抜きを考慮した後の濃度と一致する値を使用した。全体に実験結果の傾向と一致する計算結果が得られた。

<有機物の変化>

実験結果では初期の溶解性 COD_{Cr} 濃度と 300 分後の濃度には大きな差はないが、計算結果では加水分解性基質の加水分解が進まないために、有機物の除去率が低くなっている。これは、人工下水成分のペプトンをモデル上では懸濁性有機物と仮定しているが、比較的速く加水分解されると考えられるため、IAWQ Model No.2 における加水分解に関する動力学定数を変更する必要があると考える。

<窒素の変化>

アンモニア性窒素の再現性は高い。しかし、硝酸性窒素が過大評価され、曝気工程全体で実験結果よりも濃度が高くなっている。実験では曝気工程（120 分～300 分）において溶存酸素濃度を 2.5mg/L に制御していることから、計算に用いる溶存酸素に関する飽和定数を変更する必要があると考える。

<リンの変化>

曝気工程後半（240 分以降）においてリンの取り込みが行なわれないためにリンが残存している。これは、嫌気工程において PHA が十分に蓄積されないために、曝気工程後半で PHA を全て消費してしまいリンの取り込みが行われなくなった。PHA の蓄積には発酵産物濃度が大きく影響することから、有機物の加水分解速度定数、発酵速度定数、PHA の蓄積速度定数などを変更する必要があると考える。

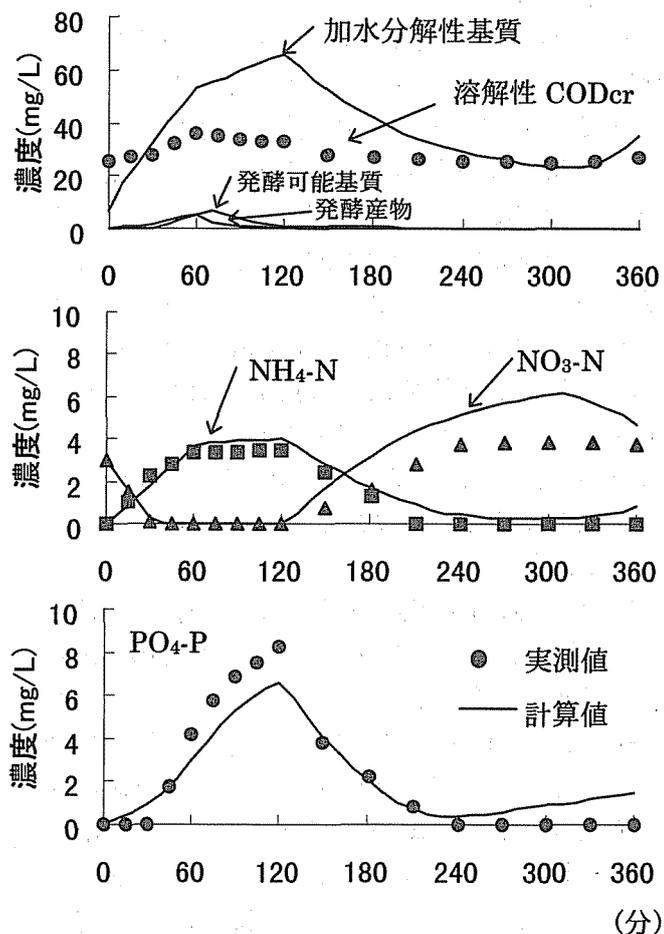


図-4 定常状態の 1 サイクル中の水質変化とシミュレーション結果 (Model No.2 の定数)

表-2 IAWQ Model No.2 から変更した定数

化学量論係数 (人工下水による変更)			
発酵可能有機物の窒素含有量	γ_{NSF}	(0.03→0.0382	[gN/gCOD])
加水分可能有機物の窒素含有量	γ_{NXS}	(0.04→0.0875	[gN/gCOD])
発酵可能有機物のリン含有量	γ_{PSF}	(0.01→0.0000	[gP/gCOD])
加水分解可能有機物のリン含有量	γ_{PXS}	(0.01→0.0000	[gP/gCOD])
バイオマス中の窒素含有量	γ_{NBM}	(0.07→0.0875	[gN/gCODcell])
動力学定数			
酸素の飽和定数	K_{O_2}	(0.2 →0.5	[gO ₂ /m ³])
最大加水分解速度定数	K_h	(3.0 →5.0	[1/day])
最大発酵速度定数	q_{fe}	(3.0 →5.0 [gCOD/gCOD/day])	
最大 PHA 蓄積速度定数	q_{PHA}	(3.0 →4.0 [gCOD/gPAO/day])	
PHA 加水分解係数	b_{PHA}	(0.2 →0.1	[1/day])
ポリリン酸加水分解係数	b_{PP}	(0.2 →0.1	[1/day])
脱リン細菌の PHA 飽和定数	K_{PHA}	(0.01→0.05	[gPHA/gPAO])
リン放出に関する定数	Y_{PO_4}	(0.4 →0.6	[gP/gCOD])
従属栄養細菌の死滅係数	b_H	(0.4 →0.15	[day ⁻¹])
硝化細菌の死滅係数	b_{AUT}	(0.15→0.1	[day ⁻¹])
脱リン細菌の死滅係数	b_{PAO}	(0.2 →0.1	[day ⁻¹])

(2) 定数を変更した結果

表-2 に変更した標準値を示す。本実験で用いた原水は実下水ではなく人工下水を使用した。モデル上では発酵可能基質をペプトン、加水分解性基質をグルコースとした。そのため、それぞれの窒素含有率、リン含有率が実下水と異なることから、これに係わる化学量論係数を変更した。

図-4 の窒素の変化で、計算では硝酸性窒素を過大評価したことから、酸素の飽和定数を変更した。リンの取り込みに関しては最大加水分解速度定数、最大発酵速度定数、最大 PHA 蓄積速度定数、PHA の飽和定数を変更した。また、リンの放出に関してはリンの放出に関する定数、PHA 溶出係数、ポリリン酸溶出係数を変更した。

さらに、数サイクルの計算を行うと汚泥濃度が減少する結果になったので、従属栄養細菌、硝化細菌、脱リン細菌の死滅係数を変更した。

定数を変更後の計算結果を図-5 に示す。特にアンモニア性窒素と

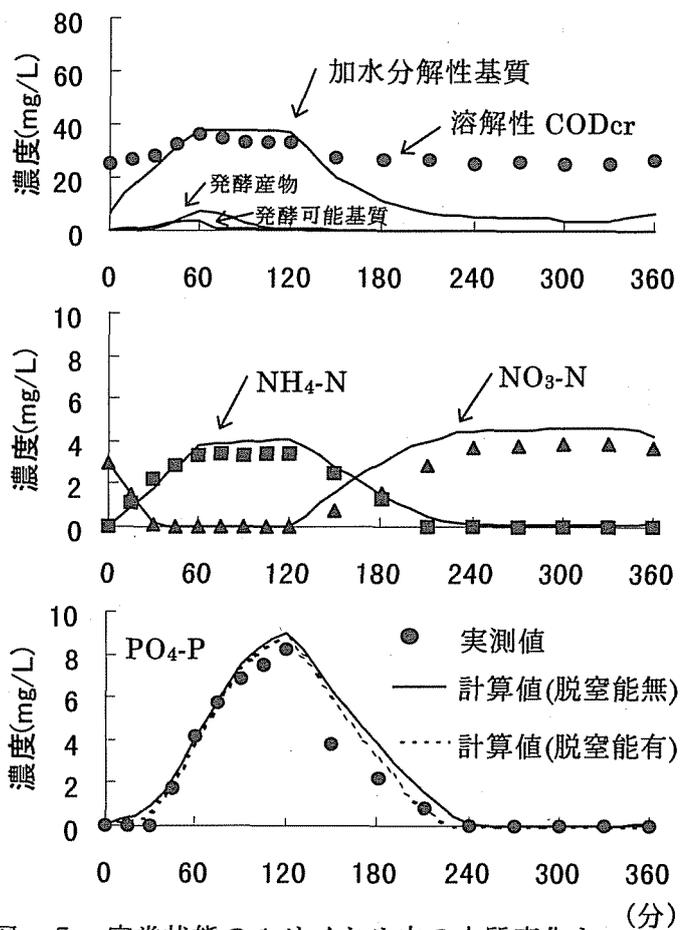


図-5 定常状態の1サイクル中の水質変化とシミュレーション結果 (定数の変更有)

硝酸性窒素の変化は実験結果と良く一致している。実験結果と異なる点は、溶解性有機物濃度の変化と PO₄-P の変化である。溶解性有機物の増減は発酵産物と発酵可能基質の増減に対応していることから、有機物の変化を再現するためには従属栄養細菌による有機物の貯蔵や微生物代謝産物の生成などを考慮したモデルへの改良が必要と考えられる。

PO₄-P 濃度はサイクル開始直後の攪拌工程で、硝酸性窒素存在時にゼロであった（約 30 分間）。この間、原水流入による PO₄-P 濃度の上昇が見られなかったことから、脱リン細菌の脱窒に伴うリン吸収の可能性が考えられた。

そこで、表-3 に示す脱リン細菌の無酸素状態での増殖プロセスとポリリン酸蓄積プロセスをモデルに追加した。

表-3 脱リン細菌の無酸素状態における2つのプロセス

脱リン細菌の無酸素状態における増殖速度式

$$K_{DN} \cdot q_m \cdot \frac{K_o}{K_o + [DO]} \frac{[NO_3]}{K_{NO_3} + [NO_3]} \frac{[NH_4]}{K_{NH_4} + [NH_4]} \frac{[PO_4]}{K_P + [PO_4]} \frac{[PHA]/[X_{PAO}]}{K_{PHA} + [PHA]/[X_{PAO}]} [X_{PAO}]$$

脱リン細菌の無酸素状態におけるポリリン酸蓄積速度式

$$K_{DN} \cdot q_{PP} \cdot \frac{K_o}{K_o + [DO]} \frac{[NO_3]}{K_{NO_3} + [NO_3]} \frac{[PO_4]}{K_P + [PO_4]} \frac{[PHA]/[X_{PAO}]}{K_{PHA} + [PHA]/[X_{PAO}]} \frac{[Poly - P]/[X_{PAO}]}{K_{IPP} + K_{MAX} - [Poly - P]/[X_{PAO}]} [X_{PAO}]$$

X _{PAO}	: 脱リン細菌	q _{PP}	: 最大 Poly—P 蓄積速度定数
K _{DN}	: 無酸素反応に対する補正係数	q _m	: 最大 PHA 蓄積速度定数
K _o , K _{NO₃}	: DO に対するスイッチ定数	K _{NH₄}	: NH ₄ に対する飽和定数
K _P	: PO ₄ に対する飽和定数	K _{PHA}	: PHA に対する飽和定数
K _{IPP}	: Poly—P に対する飽和定数	K _{MAX}	: 最大 Poly—P 蓄積率

図-5 の点線が脱リン細菌に脱窒能を付加したモデルで計算した結果である。定数は脱窒能を付加しないモデルと同一である。有機物、窒素の変化は脱リン細菌の脱窒能の有無で大きな違いは見られなかった。脱リン細菌が脱窒能を有するモデルを用いたことで、硝酸性窒素存在時にリン濃度の上昇は抑えられ、硝酸性窒素存在時のリンの挙動を実験結果と同じように計算できた。

(3) 初期硝酸性窒素濃度を 10 mg/L に変更した実験結果

図-6 は、定常状態で観測された硝酸性窒素存在時のリン放出抑制を確認するために、初期状態を変更した実験の結果である。この実験は定常状態の運転を行っている間に、1 サイクルだけ初期の NO₃-N 濃度を 10mg/L になるように、反応槽に硝酸ナトリウムを添加した。図-6 に、反応槽中の水質変化をプロットで、計算結果を実線で示した。この実験を行った時点では、リンの除去が完全でない状態であったため、初期にリン濃度が約 1.4mg/L 残存していた。PO₄-P の変化を見ると、硝酸性窒素が存在する間は、やはり PO₄-P の放出は見られず、PO₄-P 濃度の増加は流入水由来と考えられわずかである。PO₄-P の放出は脱窒が終了する 105 分まで起こらず、120 分までの 15 分間で、わずかに PO₄-P の放出が起こっている。その後の曝気工程では PO₄-P の吸収があり、初期の PO₄-P 濃度よりも低い値になったが、リン濃度がゼロにならなかった。

計算には初期の硝酸性窒素濃度とリン濃度の値だけを変更し、その他の初期条件は、定常状態（図-4）の計算と同じものを使用した。NH₄-N と NO₃-N の変化は、実験と良く一致した結果になった。しかし、PO₄-P については実験結果を的確には再現できなかった。脱リン細菌に脱窒能が無いモデルの場合、硝酸性窒素存在時にはリンを吸収しないため、嫌気状態でのリンの変化は実験値と一致している。しかし、曝気工程ではリンの吸収が多すぎ反応槽内のリン濃度はゼロになった。脱リン細菌に脱窒能を持たせたモデル計算では、硝酸性窒素存在時に脱窒に伴いリンの吸収が起こり、結果的にリン濃度が減少し過ぎてしまい、実験結果を再現できなかった。この実験結果との相違は、脱リンが良好に進んでいたケース（図-4）での菌体量や細胞内貯蔵物質の初期値を用いたことと関連していると考えられる。すなわち、曝気工程（脱窒能無し）や硝酸塩存在時（脱窒能有り）での過剰なリン吸収は、脱リン細菌の PHA 貯蔵量に深く係っており、脱リン現象を的確に表現するためには脱リン細菌の PHA 貯蔵や脱窒速度を再評価する必要があると考えられる。

5. まとめ

IAWQ Model No.2 で、回分式活性汚泥法による1サイクルの水質変化を若干の定数の変更で表現できた。さらに、脱リン細菌に脱窒能を付加したモデルでは、硝酸性窒素存在時のリン吸収を表現できたが、初期の硝酸性窒素濃度を変更した実験結果については、脱リン細菌の脱窒能を過剰に評価する計算結果となり、PHAなどの細胞内貯蔵物質などの初期値や関係する定数の見直しが必要であることが示唆された。今後はさらに、人工下水での実験データだけでなく実際の処理場のデータを用いてパラメーターの同定やモデルの改良を進めていきたい。

<参考文献>

- 1) Henze, M., et al.: Activated Sludge Model No.1. IAWPRC Scientific and Technical Reports No.1, (1987).
- 2) Henze, M., et al.: Activated Sludge Model No.2. IAWQ Scientific and Technical Report No.3, (1995).
- 3) 古米弘明: 回分式活性汚泥法におけるリン挙動の数理モデルによる評価, 第30回水環境学会講演集(1996).
- 4) 藤田昌史, 古米弘明: 生物学的リン除去を考慮した回分式活性汚泥法の数理モデルの検討, 土木学会第51回年次学実講演会講演概要集 VII 部門 p58-59, (1996).

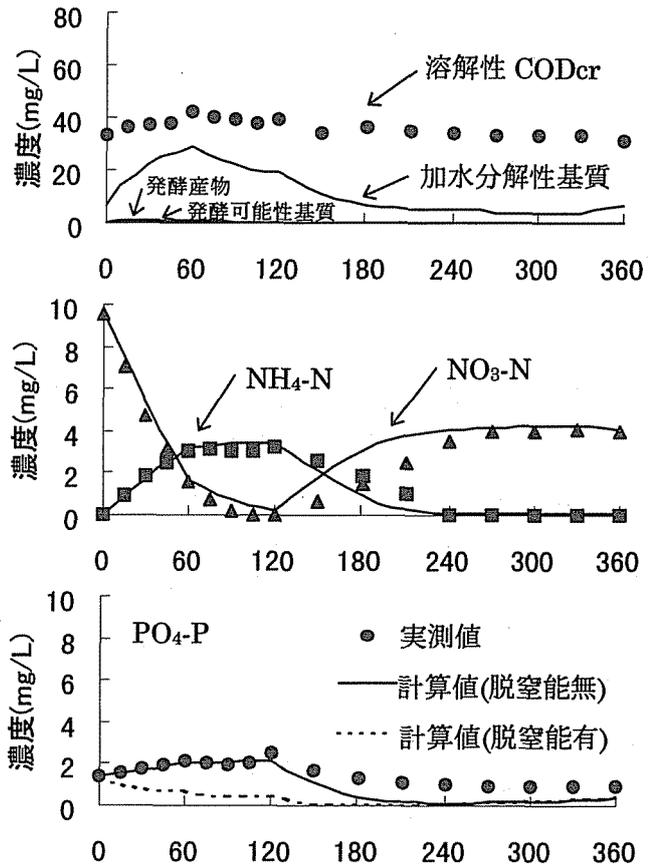


図-6 初期硝酸性窒素濃度を 10mg/L に調製 (分) した1サイクルの水質変化とシミュレーション結果