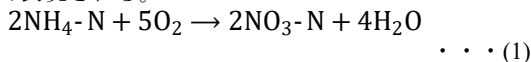


低次元モデルを活用した下水処理場向け水質推定技術 Estimation Method of Water Quality for Sewage Treatment Plant Using Low Dimensional Models

木本 勲[†]
Isao Kimoto

1. はじめに

生活排水には、赤潮などの原因物質となる栄養塩が含まれており、下水処理場においては処理場へ流入する下水よりこれら栄養塩を取り除き、海域へ放流することを目的としている。代表的な栄養塩の一つに窒素化合物があり、下水内では主にアンモニア態窒素(NH₄-N)の形態で存在している。この NH₄-N の一般的な除去方法として活性汚泥法がある。活性汚泥法は下水内に、NH₄-N を硝酸態窒素(NO₃-N)に酸化する硝化細菌を意図的に培養することで NH₄-N の除去を実現している。この酸化反応は硝化と呼ばれ、次の反応式で表現される。



式(1)に示す通り、硝化には酸素が必要であり、反応の進行に伴い下水内に溶存する酸素(DO)は減少する。また下水内に NH₄-N が溶存しなくとも、硝化細菌は内生呼吸と呼ばれる代謝を行い、この際にも DO は消費される。内生呼吸を行うに十分な DO が存在しない場合、硝化細菌は死滅し、硝化能力は減少する。このように硝化反応の促進および硝化能力の維持には、下水に適宜酸素を供給する必要がある。この酸素供給処理は曝気と呼ばれ、活性汚泥法においてはブロワにより適切に曝気を施し、DO の収支を合わせることで下水内の NH₄-N の継続的な除去を実現している。

下水処理場にて広く採用されている曝気制御の手法として、DO 制御および硝化制御がある[1]。DO 制御は下水内の DO 濃度を観測し、その観測値と DO 濃度目標値の差分フィードバックによる PID 制御であり、対して硝化制御は、NH₄-N 濃度を観測し、その観測値と NH₄-N 濃度目標値の差分フィードバックによる PID 制御である。一般に、DO 制御は下水内の NH₄-N 濃度を考慮せずに制御するため、NH₄-N の硝化に必要な以上の曝気を行う可能性があり、省エネ性および制御安定性が悪い。対して硝化制御は、制御対象である NH₄-N を直接観測して制御するため、DO 制御に比べ省エネ性および制御安定性が高いことが知られている[2][3]。しかしながら NH₄-N 計は DO 計に比べて高額であり、かつ安定稼働には頻繁な洗浄および校正作業を要するため、導入および維持コストが高く、このことが硝化制御の普及の課題となっている。

上記課題を解消するためには、ハードセンサを用いずに NH₄-N 濃度を推定する手法が必要であり、そのためには NH₄-N 濃度といった、下水の水質の変動を表現する数学モデルが必要となる。このような数学モデルは今までにいくつか提案されているものの複雑度が高く、産業への実適用

は困難であった。そこで筆者は、産業上の利用が容易な新たな水質変動モデルを提案する。本稿ではまず、既存の水質変動モデルおよびその利用に際しての問題点について説明し、次にその問題点を解消した新たな水質変動モデルを2つ提案する。また提案モデルと既存モデルの精度をシミュレーションにより比較検証する。最後に議論および検証の結果をまとめ、本稿の結びとする。

2. 既存の数学的モデルとその問題点

下水の水質変動を表現する数学モデルとして最も著名なものに、国際水協会 (International Water Association: IWA) が提唱する活性汚泥モデル (Activated Sludge Model: ASM) がある[4]。ASM には多数のバージョンが存在し、バージョンが上がるにつれモデルが表現可能な範囲も増大する。本稿では、最も簡易なモデルである、ASM1 を基に議論を進める。

2.1 ASM1 の導入

ASM1 は、13 の微分方程式および 23 のパラメータで構成される数学モデルである。各微分方程式は、下水内の DO 濃度や NH₄-N 濃度のほか、有機物や硝化細菌の変動などを表現したものであり、各パラメータは細菌の物質収率といった化学量論定数や、細菌の増加速度といった反応速度論定数を示している。本稿では、曝気による DO 濃度の変化および制御対象である NH₄-N 濃度の変化を主題とするため、DO 濃度および NH₄-N 濃度変化に対応する微分方程式のみ説明する。時刻 t における、ある水槽内の下水の DO 濃度および NH₄-N 濃度をそれぞれ $x_{DO}(t)$ および $x_{NH4}(t)$ とすると、ASM1 におけるそれらの水質変化は式(2)および(3)で表現される。式中の他変数および定数については、表 1 に記載する。

それぞれの式を説明すると、式(2)の第 1 項は下水の流入および放流による DO 濃度変化を示すものである。第 2 項は高酸素環境下での従属栄養生物の増殖にかかる項である。従属栄養生物は高酸素条件下では、DO、NH₄-N および有機物を消費して増殖するが、この項はその増殖による DO の消費速度を表現したものである。第 3 項は式(1)で説明した、硝化による DO の消費を示すものであり、第 4 項は曝気による DO 濃度の上昇を示す項である。式(3)の第 1 項は、式(2)の第 1 項と同様に、下水の流入および放流による濃度変化を示したものである。第 2 項は、高酸素環境下での従属栄養生物の増殖により消費される NH₄-N にかかる項であり、式(2)の第 2 項に対応している。第 3 項は、低酸素環境下での従属栄養生物の増殖にかかる項である。低酸素環境下において従属栄養生物は、式(2)の第 2 項で表現される高酸素条件下での増殖とは別プロセスで増殖し、この際周囲の DO 濃度が低いほどその増殖速度は加速し、より多くの有機物と NO₃-N が消費される。第 4 項は、硝化による NH₄-N 濃度の減少を示すものであり、第 5 項は、NH₄-N や

[†] 三菱電機株式会社 先端技術総合研究所
Mitsubishi Electric Corporation
Advanced Technology R&D Center

$$\frac{d}{dt} x_{DO}(t) = \frac{x_{W,in}(t)x_{DO,in}(t) - x_{W,out}(t)x_{DO}(t)}{x_W(t) + x_{W,in}(t) - x_{W,out}(t)} - \frac{1 - Y_H}{Y_H} \mu_H \left(\frac{x_{SS}(t)}{K_{SS} + x_{SS}(t)} \right) \left(\frac{x_{DO}(t)}{K_{DO} + x_{DO}(t)} \right) x_{B,H}(t) - \frac{4.57 - Y_A}{Y_A} \mu_A \left(\frac{x_{NH4}(t)}{K_{NH4} + x_{NH4}(t)} \right) \left(\frac{x_{DO}(t)}{K_{DO} + x_{DO}(t)} \right) x_{B,A}(t) + K_L u(t)^{K_{GS}} (K_{CS} - x_{DO}(t)) \quad \dots (2)$$

$$\frac{d}{dt} x_{NH4}(t) = \frac{x_{W,in}(t)x_{NH4,in}(t) - x_{W,out}(t)x_{NH4}(t)}{x_W(t) + x_{W,in}(t) - x_{W,out}(t)} - i_{XB} \mu_H \left(\frac{x_{SS}(t)}{K_{SS} + x_{SS}(t)} \right) \left(\frac{x_{DO}(t)}{K_{DO} + x_{DO}(t)} \right) x_{B,H}(t) - i_{XB} \eta_g \left(\frac{x_{SS}(t)}{K_{SS} + x_{SS}(t)} \right) \left(\frac{K_{DO}}{K_{DO} + x_{DO}(t)} \right) \left(\frac{x_{NO3}(t)}{K_{NO3} + x_{NO3}(t)} \right) x_{B,H}(t) - \mu_A \left(i_{XB} + \frac{1}{Y_A} \right) \left(\frac{x_{NH4}(t)}{K_{NH4} + x_{NH4}(t)} \right) \left(\frac{x_{DO}(t)}{K_{DO} + x_{DO}(t)} \right) x_{B,A}(t) + k_a x_{ND}(t) x_{B,H}(t) \quad \dots (3)$$

表 1 ASM1 の変数/定数の定義

変数/定数名	定義
$x_W(t)$	槽の水量
$x_{W,in}(t)$	槽へ流入する下水の水量
$x_{W,out}(t)$	槽から放流する下水の水量
$x_{DO,in}(t)$	流入下水の DO 濃度
$x_{NH4,in}(t)$	流入下水の NH ₄ -N 濃度
$x_{SS}(t)$	遅分解性有機物濃度
$x_{B,H}(t)$	従属栄養生物濃度
$x_{B,A}(t)$	硝化細菌濃度
$x_{NO3}(t)$	NO ₃ -N 濃度
$k_a x_{ND}(t)$	浮遊有機性窒素濃度
$u(t)$	曝気量
Y_H	$x_{B,H}(t)$ の増殖収率
Y_A	$x_{B,A}(t)$ の増殖収率
μ_H	$x_{B,H}(t)$ の増殖/自己分解速度
μ_A	$x_{B,A}(t)$ の増殖/自己分解速度
K_{SS}	$x_{SS}(t)$ のスイッチング定数
K_{DO}	$x_{DO}(t)$ のスイッチング定数
K_{NH4}	$x_{NH4}(t)$ のスイッチング定数
K_{NO3}	$x_{NO3}(t)$ のスイッチング定数
K_L	酸素移動量
K_{GS}	気液界面積にかかる定数
K_{CS}	酸素飽和濃度
i_{XB}	細菌の窒素含有率
η_g	無酸素下での $x_{B,H}(t)$ 増殖補正係数
k_a	アンモニア化率

い変数が含まれている点である。式(2)および(3)を例に挙げると、これら式の中の変数のうち、 $x_{SS}(t)$ 、 $x_{B,H}(t)$ 、 $x_{B,A}(t)$ および $x_{ND}(t)$ を計測するセンサは現時点で存在しないため、オンラインで観測できない値である。そのためこれらの式を解くことは不可能なため、ASM1 を使用しての推定は実施できない。2 つ目の問題点は、ASM1 の同定作業に多大な労力がかかる点である。ASM1 の内部定数の数は多く、またそのうちの大多数は機械的に同定することはできない値であり、手作業による化学的または統計的な同定作業を要する。さらにこれらの値の水温依存性は非常に高く、そのためモデルの精度を維持するには季節ごとに同定作業を繰り返す必要があり、このことは維持コストの増大を引き起こす。最後の問題点は、モデルの複雑性が高いことである。下水処理場での一般的な曝気制御の制御周期は 1 秒以下であり、そのため多数の非線形微分方程式で構成される ASM1 のような複雑なモデルを利用した処理は制御周期内に完了できない恐れがある。以上の理由により、ASM1 は水質推定に使用する数学モデルとしては適さない。

3. 低次元モデルの提案

前述の通り、ASM1 は高精度に水質変動を表現可能であるが、産業への適用にあたってはその複雑性に起因する課題が存在する。そこで本稿では、ASM1 にモデル縮約や線形化を施し、実用に適した低次元モデルを提案する。提案するモデルは 2 つあり、1 つは ASM1 より連続観測不可能な変数を含む項を縮約し、低次元化したものである。本稿ではこのモデルを縮約 ASM と呼称する。もう 1 つのモデルは、縮約 ASM の項の一部を線形化したものであり、本稿ではこのモデルを部分線形化 ASM と呼称する。

3.1 縮約 ASM

ASM1 の微分方程式には、連続的に観測できない変数が含まれているため、水質のオンライン推定には使用できない。そこで ASM1 を縮約し、連続的に観測可能な変数のみで表現したモデルが縮約 ASM である。縮約においては、ミカエリス・メンテン式の特性を活用する。ミカエリス・メンテン式は、図 1 のような形状を取る。この形状より、ある程度の短い区間幅においては、ミカエリス・メンテン式は線形関数として振る舞うことがわかる。そのため連続観測が不可能な変数で構成されたミカエリス・メンテン式を定数に縮約しても、そのモデル化誤差は小さいと言える。縮約 ASM はこの特性を利用し、ASM1 から実用上不都合な変数を縮約したものである。

NO₃-N 以外の形態で下水内に存在する窒素化合物が NH₄-N に変化することによる増加を示したものである。

これらの式の各項に含まれる変数は、主に $(x(t)/K + x(t))$ の形で存在している。この形はミカエリス・メンテン式と呼ばれ、生体内での基質の変化を特徴づける支配的な式であり、下水内での生化学反応も例外なくこの式に従うことが知られている。また式(2)の第 4 項の形は、二重境膜説に準じた気相から液相への酸素移動速度の表現である。より詳細な説明は、[4]に記載されている。

2.2 ASM1 の問題点

ASM1 は非常に高精度に下水の水質変動を表現できる一方、産業への実適用にあたってはいくつかの問題が存在する。1 つ目が、ASM1 の微分方程式に連続的に観測できな

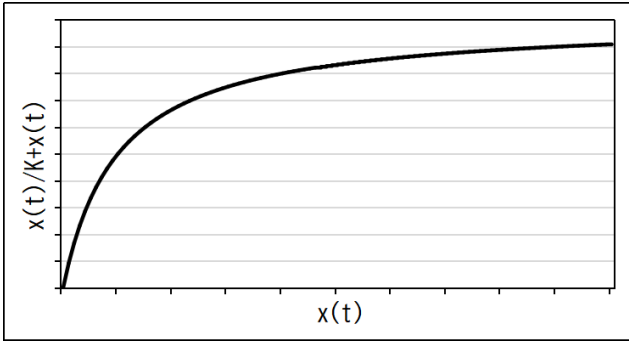


図1 ミカエリス・メンテン式の概形

上述の手法に則り、ASM1の微分方程式(2)および(3)を縮約したものを、式(4)および(5)に示す。前述の通り、縮約ASMは連続的に観測可能な変数以外を定数に縮約したモデルであり、新たな定数 C_{SS} 、 $C_{B,H}$ 、 $C_{B,A}$ 、 C_{NO3} および C_{ND} を導入することで、対象の変数を削除した。この定数により、観測可能な変数のみでDOおよびNH₄-N濃度を表現することができ、逐次的に式(4)および(5)を解くことでNH₄-N濃度を推定することが可能となる。

3.2 部分線形化ASM

縮約により、水質推定に使用可能な数学モデル式(4)および(5)を得たが、依然強い非線形性を有しており、このことはモデル同定作業の複雑化および推定にかかる処理時間の増大を招く可能性がある。そこで連続的に観測可能な変数で構成されたミカエリス・メンテン式に対しても縮約を施し、またその他の非線形要素を一次遅れ系と近似することで、部分的な線形性を付与したものが部分線形化ASMである。部分線形化ASMの式を式(6)および(7)に示す。式に示す通り、下水の流入および流出にかかる水質変動を一次遅れ系とみなし、定数 $C_{DO,io}$ および $C_{NH4,io}$ により表現した。また従属栄養生物の増殖および硝化によるDO消費は、式(4)の第2項および第3項に示した通りミカエリス・メンテン式の形態を取るため、縮約ASMと同様に定数 C_{bre} および $C_{nit,1}$ により縮約化した。曝気によるDO濃度増加にかかる項は一次遅れ系とみなし、定数 C_{blo} を用いて表現した。高酸素および低酸素環境下でのNH₄-Nの消費は、ミカエリス・メンテン式の縮約化を行い、 $C_{nit,2}$ を用いて1つの項として表現した。

$$\frac{d}{dt}x_{DO}(t) = \frac{x_{W,in}(t)x_{DO,in}(t) - x_{W,out}(t)x_{DO}(t)}{x_W(t) + x_{W,in}(t) - x_{W,out}(t)} - C_{SS}C_{B,H} \frac{1 - Y_H}{Y_H} \mu_H x_{B,H}(t) - C_{B,A} \frac{4.57 - Y_A}{Y_A} \mu_A \left(\frac{x_{NH4}(t)}{K_{NH4} + x_{NH4}(t)} \right) \left(\frac{x_{DO}(t)}{K_{DO} + x_{DO}(t)} \right) + K_L u(t)^{K_{GS}} (K_{CS} - x_{DO}(t)) \dots (4)$$

$$\frac{d}{dt}x_{NH4}(t) = \frac{x_{W,in}(t)x_{NH4,in}(t) - x_{W,out}(t)x_{NH4}(t)}{x_W(t) + x_{W,in}(t) - x_{W,out}(t)} - C_{SS}C_{B,H} i_{XB} \mu_H \left(\frac{x_{SS}(t)}{K_{SS} + x_{SS}(t)} \right) \left(\frac{x_{DO}(t)}{K_{DO} + x_{DO}(t)} \right) - C_{SS}C_{B,H}C_{NO3} i_{XB} \eta_g \left(\frac{K_{DO}}{K_{DO} + x_{DO}(t)} \right) x_{B,H}(t) - C_{B,A} \mu_A \left(i_{XB} + \frac{1}{Y_A} \right) \left(\frac{x_{NH4}(t)}{K_{NH4} + x_{NH4}(t)} \right) \left(\frac{x_{DO}(t)}{K_{DO} + x_{DO}(t)} \right) + C_{B,H}C_{ND} \dots (5)$$

$$\frac{d}{dt}x_{DO}(t) = C_{DO,io} (x_{W,in}(t)x_{DO,in}(t) - x_{W,out}(t)x_{DO}(t)) - C_{bre}x_{DO}(t) - C_{nit,1}x_{NH4}(t)x_{DO}(t) + C_{bro}u(t)(K_{CS} - x_{DO}(t)) \dots (6)$$

$$\frac{d}{dt}x_{NH4}(t) = C_{NH4,io} (x_{W,in}(t)x_{NH4,in}(t) - x_{W,out}(t)x_{NH4}(t)) - C_{nit,2}x_{NH4}(t)x_{DO}(t) + C_{amm} \dots (7)$$

4. モデルの精度検証

提案したモデルの精度を検証するため、ASM1、縮約ASMおよび部分線形化ASMによる曝気処理のシミュレーションを行い、それぞれが算出するDO濃度およびNH₄-N濃度の値を比較した。シミュレーションにあたり、図2に示すような処理場を想定した。

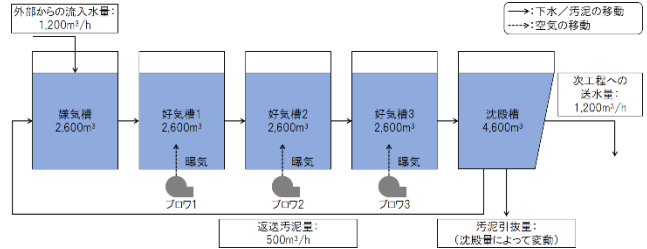


図2 シミュレート対象の処理場

図に示したように、今回シミュレート対象として想定した処理場は、1つの嫌気槽、3つの好気槽および1つの沈殿槽が連結することで構成されている。嫌気槽とは、下水内のNO₃-Nを窒素ガスに変換することを目的とした槽であり、標準的な活性汚泥法を採用する処理場では、槽系列の先頭に嫌気槽を設置し、外部からの下水および後述する沈殿槽からの返送汚泥が流入するよう設計されている。なお嫌気槽では曝気が行われないため、DOおよびNH₄-N濃度は変化しない。嫌気槽で処理された下水はその後、複数の好気槽を通じて硝化処理が為される。好気槽はブロウが設置された槽であり、このブロウにより適宜槽内の下水は曝気され、硝化反応が進行する。好気槽で処理された下水は、最終的に沈殿槽へ移される。沈殿槽は、硝化細菌を含む各種浮遊物を沈殿させることを目的とした槽である。沈殿が完了すると、浮遊物が存在しない上澄み液が次工程へ送水される。また沈殿した浮遊物は汚泥と呼ばれ、適宜沈殿槽から引き抜かれ、焼却処理が行われる。ただし引き抜かれた汚泥の一部は、槽系列内の細菌量を維持するため先頭の槽の嫌気槽へ送られる。この汚泥は返送汚泥と呼ばれる。

上述の処理場をシミュレートすることにより精度検証を実施する。検証ではまず、流入下水の模擬データを用いて、ASM1に図2の処理場をモデリングし、シミュレーションにより各槽のDOおよびNH₄-N濃度データを取得する。流入下水の模擬データは、図3に示すような朝方と夕方に水量およびNH₄-N濃度がピークとなるようなデータであり、

縮約 ASM および部分線形化 ASM を同定するためのデータとして 5 日分、ASM1 が出力する DO および NH₄-N 濃度と、同定後の縮約 ASM および部分線形化 ASM の推定値を比較し、精度検証を行うためのデータとして 5 日分準備した。またこのシミュレーションにおいては、[4]に記載の“中性域 pH での典型的パラメータ例”および“生活排水（初沈超流水）の典型的特性”および[5]を参考に、モデル内パラメータを設定した。その他のシミュレーション条件は、表 2 に記載する。

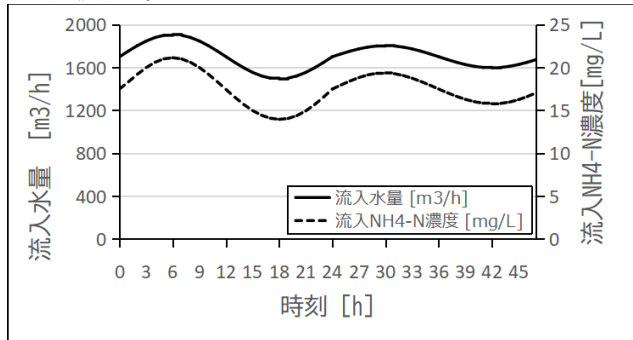


図 3 流入下水の模擬データ例
表 2 シミュレーション条件

項目	設定値
平均処理水量	12,000 m ³ /h
槽容量	2,600 m ³ (一律)
返送汚泥流量	500 m ³ /h (一定)

ASM1 のシミュレーションにより、同定用の流入下水データに対応する各槽の水質データおよび推定用の流入下水データに対応する各槽の水質データをそれぞれ 5 日分得ることができた。このうち、同定用の流入下水データおよび対応する各槽の水質データを用いて、縮約 ASM および部分線形化 ASM によりモデリングした対象の処理場の内部パラメータを同定した。その後、同定が完了した各提案モデルに精度検証用の流入下水データを入力し、その出力値を精度検証用データに対応する好気槽 1~3 の水質データと比較することで、それぞれのモデルの精度を検証した。なお嫌気槽については前述したとおり、DO および NH₄-N の変化は起こらないため、今回の検証の対象からは除外した。

各モデルによる、好気槽 1~3 の DO 濃度の同定結果および精度検証結果を図 4 および図 5 に、NH₄-N 濃度の同定結果および精度検証結果を図 6 および図 7 に示す。またそれぞれモデル化誤差の RMS エラーを表 3 に示す。各図を見ると、どちらの提案モデルも ASM1 の結果に精度よく追従していることがわかる。またグラフ上では提案した 2 モデル間に大きな変化はなく、その RMS エラーを見ると縮約 ASM の方が誤差は小さいが、その差は僅かである。強いて差異点を挙げるならば、各値がピークを取る際縮約 ASM の方が部分線形化 ASM より ASM1 に対しての追従精度が高い。これは部分線形化 ASM での線形化において、図 1 に示したよう、ミカエリス・メンテン式の挙動が大きく変わる、ピーク時の挙動がうまく線形化できていないことに起因すると考えられる。

5. おわりに

本稿では、下水処理場での水質推定問題に対し、下水内水質変動モデルの利用可能性を高めることを目的に、既存の水質変動モデルである ASM1 を縮約した縮約 ASM と、縮約 ASM を部分的に線形化した部分線形化 ASM の 2 つの低次元モデルを提案した。またシミュレーションにより、それぞれの提案モデルの精度を検証した。その結果、ASM1 の応答の非線形性が強くなるピーク時には、僅かながら部分線形化 ASM のモデリング精度が悪化するが、大域的にはどちらのモデルも元の ASM1 を高い精度で表現できることが判明した。今後は、実データを用いての提案モデルの精度検証や、提案モデルを応用した制御則の提案を行う。

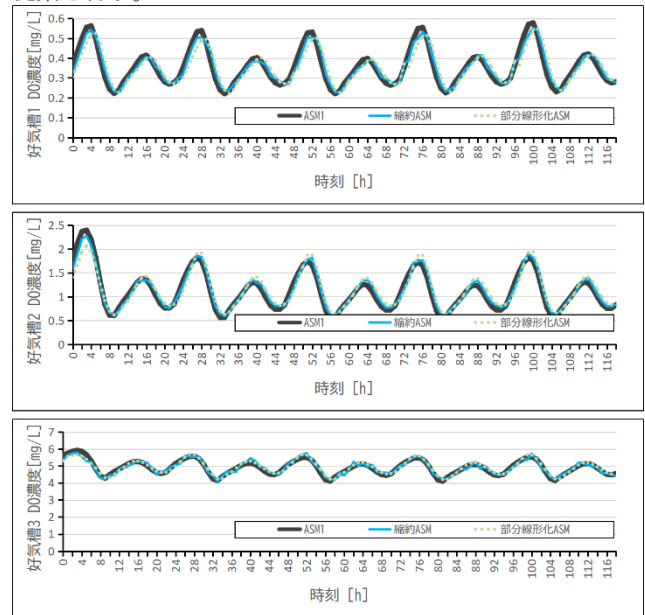


図 4 DO 濃度同定結果

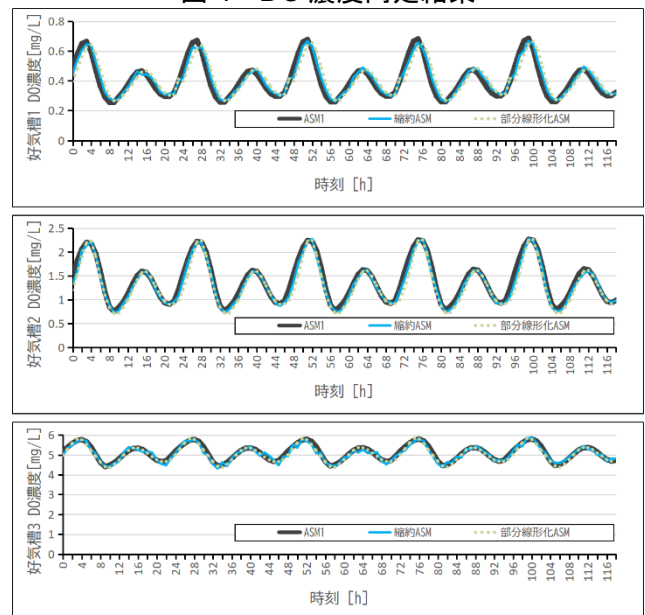


図 5 DO 濃度精度検証結果

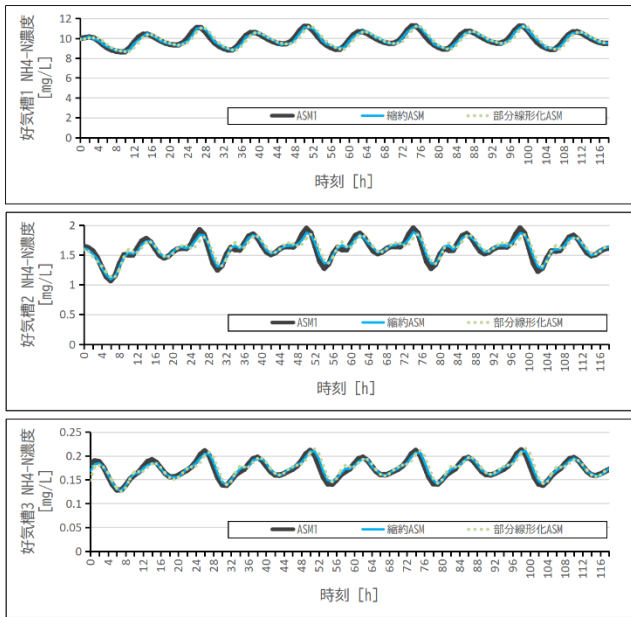


図6 NH₄-N 濃度同定結果

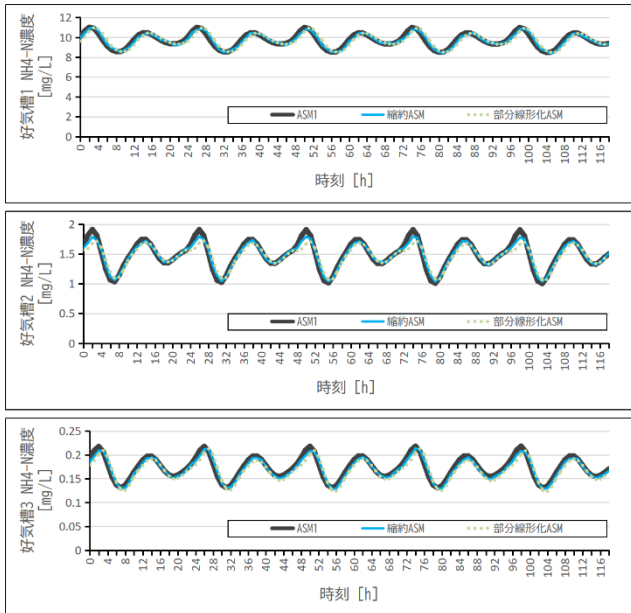


図7 NH₄-N 濃度精度検証結果

表3 RMS エラーの比較

(単位:mg/L)	好気槽	縮約ASM	部分線形化ASM
DO 濃度 同定結果	1	0.023	0.042
	2	0.076	0.146
	3	0.123	0.117
DO 濃度 推定結果	1	0.030	0.057
	2	0.076	0.135
	3	0.114	0.117
NH ₄ -N 濃度 同定結果	1	0.172	0.330
	2	0.045	0.087
	3	0.005	0.005
NH ₄ -N 濃度 推定結果	1	0.191	0.355
	2	0.049	0.095
	3	0.006	0.005

参考文献

- [1]東京都下水道局, 三菱電機株式会社, “硝化制御システムの省エネルギー効果の実証調査”, 東京都下水道局技術調査年報 (2002).
- [2]古川 誠司, 安齋 純雄, 廣辻 淳二, 田中 久雄, “硝化制御による曝気風量の節減”, 環境システム計測制御学会, Vol.42, pp.531-533 (2002).
- [3]田崎 敏郎, 白倉 和正, 笠間 俊明, “小菅水再生センターにおける硝化制御システムの運用実績と今後の課題”, 下水道研究会講演集, Vol.42, pp.~531-533(2005).
- [4]味埜 俊, “活性汚泥モデル ASM1、ASM2、ASM2d、ASM3”, 環境新聞社(2005)
- [5]吉田 航, 今村 英二, 野田 清治, 古川 誠司, “流入・流出データに基づいた硝化制御の曝気量削減効果に関する検討”, 環境システム計測制御学会学会誌, Vol.24, No.2/3, pp.4-13(2019)